

# EVALUATION DER ÖKOMASSNAHMEN BEREICH BIODIVERSITÄT



Herausgeber: Felix Herzog und Thomas Walter

## Autorinnen und Autoren

Stéphanie Aviron<sup>1</sup>, Franz Bigler<sup>1</sup>, Simon Birrer<sup>2</sup>, Stephan Bosshart<sup>1</sup>, Serge Buholzer<sup>1</sup>, Jacques Derron<sup>3</sup>, Suzanne Dreier<sup>1</sup>, Peter Duelli<sup>4</sup>, Lisa Eggenschwiler<sup>1</sup>, Felix Herzog<sup>1</sup>, Daniela Heynen<sup>2</sup>, Sebastian Hoehstetter<sup>1</sup>, Gabriela Hofer<sup>1</sup>, Otto Holzgang<sup>2</sup>, Katja Jacot<sup>1</sup>, Philippe Jeanneret<sup>1</sup>, Dorothea Kampmann<sup>1</sup>, Marc Kéry<sup>2</sup>, Iris Klaus<sup>1</sup>, David Kleijn<sup>5</sup>, Eva Knop<sup>1</sup>, Lukas Kohli<sup>2</sup>, Andrea Kühne<sup>1</sup>, Henryk Luka<sup>6</sup>, Barbara Oberholzer<sup>1</sup>, Martin K. Obri<sup>4</sup>, Lukas Pfiffner<sup>6</sup>, Sarah Pearson<sup>7</sup>, Stefano Pozzi<sup>7</sup>, Olivier Roux<sup>8</sup>, Karin Schneider<sup>1</sup>, Beatrice Schüpbach<sup>1</sup>, Martin Spiess<sup>2</sup>, Thomas Walther<sup>1</sup>, Emmanuel Wermeille<sup>11</sup> und Matthias Wolf<sup>1</sup>

## Mitarbeit

**Lebensrauminventare und Nutzungskartierungen:** Reto Beck<sup>2</sup>, Ursula Bornhauser-Sieber<sup>2</sup>, Stephan Bosshart<sup>1</sup>, Serge Buholzer<sup>1</sup>, Hans Conradin<sup>1</sup>, David Finger<sup>2</sup>, Beat Frehner<sup>2</sup>, Manuel Freiburghaus<sup>2</sup>, Roman Graf<sup>2</sup>, Daniela Heynen<sup>2</sup>, Gabriele Hilke Peter<sup>2</sup>, Michael Hock<sup>2</sup>, Petra Horch<sup>2</sup>, Monika Höltschi<sup>2</sup>, Philippe Jeanneret<sup>1</sup>, Philipp Kästli<sup>2</sup>, Iris Klaus<sup>1</sup>, Lukas Kohli<sup>2</sup>, Andreia Koller<sup>2</sup>, Paul Külling<sup>2</sup>, Didier Lindegger<sup>11</sup>, Wolfgang Linhart<sup>2</sup>, Andrea Lips<sup>1</sup>, Christian Marfurt<sup>2</sup>, Nico Meier<sup>2</sup>, Paul Mosimann-Kampe<sup>2</sup>, Nico Müller<sup>11</sup>, Constanze Pawlitzki<sup>2</sup>, Sarah Pearson<sup>7</sup>, Gregor Rössli<sup>2</sup>, Markus Rudin<sup>2</sup>, Martin Schibli<sup>2</sup>, Alexander Schmid<sup>11</sup>, Daniel Schrag<sup>1</sup>, Stefan Schröter<sup>2</sup>, Andrea Schukraft<sup>2</sup>, Beatrice Schüpbach<sup>1</sup>, Martin Spiess<sup>2</sup>, Jacques Studer<sup>2</sup>, Mathias Tobler<sup>11</sup>, Sandra Tschannen<sup>11</sup>, Thilo Tschersich<sup>2</sup>, Mario Waldburger<sup>1</sup>, Matthias Wolf<sup>1</sup> und Karin Zobrist<sup>1</sup>

**Erfassung ökologischer Ausgleichsflächen, Vegetation, Bewirtschaftung, Boden:** Beatrix Amman<sup>1</sup>, Claudio Amoroso<sup>1</sup>, Daniel Berner<sup>1</sup>, Stephan Bosshart<sup>1</sup>, Serge Buholzer<sup>1</sup>, Francesca Chedda<sup>1</sup>, Hans Conradin<sup>1</sup>, Suzanne Dreier<sup>1</sup>, Lisa Eggenschwiler<sup>1</sup>, Beat Fischer<sup>1</sup>, Saskia Godat<sup>1</sup>, Andreas Grünig<sup>1</sup>, Juliet Harding<sup>1</sup>, Sebastian Hoehstetter<sup>1</sup>, Gabriela Hofer<sup>1</sup>, Ellen Hütter Carabias<sup>1</sup>, Katja Jacot<sup>1</sup>, Bernard Jeangros<sup>3</sup>, Dorothea Kampmann<sup>1</sup>, Iris Klaus<sup>1</sup>, Daniel Knecht<sup>1</sup>, Lukas Kohli<sup>2</sup>, Gregor Koslovski<sup>11</sup>, Ladislav Koutny<sup>1</sup>, Andrea Lips<sup>1</sup>, Marion Matter<sup>1</sup>, Christoph Meier<sup>1</sup>, Jakob Nievergelt<sup>1</sup>, Barbara Oberholzer<sup>1</sup>, Hansrudolf Oberholzer<sup>1</sup>, Sarah Pearson<sup>7</sup>, Yvonne Reisner<sup>1</sup>, Gregor Rössli<sup>2</sup>, Christoph Rösli<sup>1</sup>, Harald Schott<sup>1</sup>, Daniel Schrag<sup>1</sup>, Sybille Studer<sup>1</sup>, Christa Ulrich<sup>1</sup>, Gaby Volkart<sup>11</sup>, Mario Waldburger<sup>1</sup>, Christine Weber<sup>1</sup>, Frank Wiederkehr<sup>1</sup> und Matthias Wolf<sup>1</sup> // Landwirtschaftsämter der Kantone Aargau, Basel-Landschaft, Bern, Freiburg, Genf, Luzern, St. Gallen, Solothurn, Thurgau, Waadt und Zürich // AckerbaustellenleiterInnen der Gemeinden Aesch, Affoltern am Albis, Alterswil, Altstätten, Arisdorf, Aristau, Baldingen, Bauma, Besenbüren, Bettwiesen, Billens-Hennens, Bougy-Villars, Bretigny s/Morrans, Buttisholz, Chavannes-des-Bois, Coinsins, Combremont-le-Grand, Courlevon, Dierikon, Döttingen, Düringen, Eichberg, Ennetbaden, Ettingen, Gollion, Heinrichswil-Winistorf, Herlisberg, Hildisrieden, Hüntwangen, Iffwil, Kestenholz, Kirchberg, Kirchlindach, Maisprach, Mathod, Meinier, Münsingen, Müntschemier, Niederwichttrach, Nuvilly, Oberriet, Oberrohrdorf, Oensingen, Pierrafortscha, Pfäffikon, Pratteln, Rafz, Regensberg, Reinach, Roggwil (TG), Rümligen, Ruswil, Schlossrued, Schönenberg (ZH), Schmitten (FR), Selzach, Senarclens, Steinhausen, Tafers, Tegerfelden, Therwil, Treiten, Trüllikon, Ursins, Utzenstorf, Villariaz, Wagenhausen, Weinfeldern, Wil (ZH), Winkel, Wynigen und Zuzwil // Förster der Gemeinden Eglisau und Rafz

**GIS:** Stéphanie Aviron<sup>1</sup>, Matthias Gfeller<sup>1</sup>, Le Yen Ha<sup>1</sup>, Gabriele Hilke Peter<sup>2</sup>, Regina Jöhl<sup>1</sup>, Christian Marfurt<sup>2</sup>, Bruno Meyer<sup>2</sup>, Lis Räber<sup>2</sup>, Karin Schneider<sup>1</sup>, Beatrice Schüpbach<sup>1</sup>, Jonas Winizki<sup>1</sup> und Karin Zobrist<sup>1</sup>

**Arthropoden:** Jörg Affolter<sup>1</sup>, Stéphanie Aviron<sup>1</sup>, Daniel Berner<sup>1</sup>, Gilles Blandenier<sup>11</sup>, Florian Bosshart<sup>1</sup>, Stephan Bosshart<sup>1</sup>, Stève Breitenmoser<sup>7</sup>, Serge Buholzer<sup>1</sup>, Jacques Derron<sup>3</sup>, Judith Dudler<sup>1</sup>, Thomas Gerdil<sup>3</sup>, Ambros Hänggi<sup>9</sup>, Xaver Heer<sup>11</sup>, Monique Hunziker<sup>1</sup>, Philippe Jeanneret<sup>1</sup>, Regina Jöhl<sup>1</sup>, Micha Judex<sup>1</sup>, Iris Klaus<sup>1</sup>, Benjamin Leroy-Beaulieu<sup>1</sup>, Henryk Luka<sup>6</sup>, Werner Marggi<sup>10</sup>, Sarah Pearson<sup>7</sup>, Béatrice Peter<sup>1</sup>, Lukas Pfiffner<sup>6</sup>, Stefano Pozzi<sup>7</sup>, Christoph Rösli<sup>1</sup>, Karin Schneider<sup>1</sup>, Beatrice Schüpbach<sup>1</sup>, Sandrine Seidel<sup>3</sup>, Martin Spiess<sup>2</sup>, Jaklina Steiger<sup>1</sup>, Nazareth Suárez<sup>1</sup>, Mario Waldburger<sup>1</sup>, Thomas Walther<sup>1</sup>, Emmanuel Wermeille<sup>11</sup>, Luzia Widmer<sup>1</sup>, Matthias Wolf<sup>1</sup>, Reto Zbinden<sup>1</sup> und Karin Zobrist<sup>1</sup>

**Brutvögel:** Raffael Aye<sup>2</sup>, Albert Bassin<sup>2</sup>, Simon Birrer<sup>2</sup>, Ursula Bornhauser-Sieber<sup>2</sup>, Stève Breitenmoser<sup>7</sup>, Marcel Burkhardt<sup>2</sup>, Andrea Capol<sup>2</sup>, Monika Frey<sup>2</sup>, Thomas Gerdil<sup>7</sup>, Jörg Günther<sup>2</sup>, Daniela Heynen<sup>2</sup>, Petra Horch<sup>2</sup>, Laurent Juillerat<sup>2</sup>, Simon Keller<sup>2</sup>, Wolfgang Linhart<sup>2</sup>, Roland Lüthi<sup>2</sup>, Fredy Madörin<sup>2</sup>, Lukas Merkelbach<sup>2</sup>, Gottfried Oesterhelt<sup>2</sup>, Stefano Pozzi<sup>7</sup>, Peter Richterich<sup>2</sup>, Hans Schmid<sup>2</sup>, Manuel Schweizer<sup>2</sup>, Sandrine Seidel<sup>7</sup>, Martin Spiess<sup>2</sup>, Thomas Stalling<sup>2</sup>, Manfred Steffen<sup>2</sup>, Marco Thoma<sup>2</sup>, Thomas Tschopp<sup>2</sup>, Bernard Volet<sup>2</sup>, Martin Weggler<sup>2</sup> und Niklaus Zbinden<sup>2</sup>

**Feldhasen:** René Altermatt<sup>11</sup>, Willy Arber<sup>11</sup>, Heinz Bachmann<sup>2</sup>, Erwin Bandel<sup>11</sup>, Daniela Heynen<sup>2</sup>, René Hürzeler<sup>11</sup>, Markus Jenny<sup>2</sup>, Roman Kistler<sup>11</sup>, Lukas Kohli<sup>2</sup>, Augustin Krämer<sup>11</sup>, Hans Peter Odermatt<sup>11</sup>, Markus Plattner<sup>11</sup>, Ursula Sieber<sup>2</sup>, Daniel Trachsel<sup>11</sup>, Peter Voser<sup>11</sup> und Mario Zanolli<sup>11</sup>

## Institutionen

- |                                                                        |                                                            |
|------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|
| <sup>2</sup> Schweizerische Vogelwarte, Sempach                        | <sup>1</sup> Agroscope FAL Reckenholz                      |
| <sup>4</sup> Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee & Landschaft WSL | <sup>3</sup> Agroscope RAC Changins                        |
| <sup>6</sup> Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL          | <sup>5</sup> Wageningen University                         |
| <sup>8</sup> Bundesamt für Landwirtschaft BLW                          | <sup>7</sup> Service romand de vulgarisation agricole SRVA |
| <sup>10</sup> Universität Bern                                         | <sup>9</sup> Universität Basel                             |
|                                                                        | <sup>11</sup> Private und weitere Institutionen            |

## Impressum

ISSN	1421-4393 Schriftenreihe der FAL
ISBN	3-905608-78-2
Herausgeberin	Agroscope FAL Reckenholz Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich Tel. +41 (0)44 377 71 11, Fax +41 (0)44 377 72 01 info@fal.admin.ch, www.reckenholz.ch
Redaktion	Gregor Klaus, CH-4467 Rothenfluh Denise Tschamper, Iris Klaus und Claudia Frick, Agroscope FAL Reckenholz
Gestaltung	Ursus Kaufmann, Agroscope FAL Reckenholz
Preis	CHF 40.00 / € 30.00; inkl. MwSt
Copyright	Agroscope FAL Reckenholz 2005
	Diese Studie ist auch auf Französisch erschienen

# Inhalt

Vorwort	5
<b>Zusammenfassung</b>	6
Zielerreichung	6
Einzelne Ökoflächen-Typen, Empfehlungen	7
Fazit und Ausblick	9
<b>Résumé: Evaluation des mesures écologiques – domaine biodiversité</b>	11
Réalisation des objectifs	11
Divers types de surfaces écologiques, recommandations	12
Résumé et perspectives	15
<b>Summary: Evaluation of Environmental Measures – Biodiversity</b>	16
Goal attainment	16
Individual types of ECA, recommendations	17
Conclusions and outlook	19
<b>1 Einleitung</b>	21
Agrarökologische Ziele für Biodiversität	21
Massnahmen	22
Auftrag und Projektstruktur der Evaluation	23
Aussagekraft und Grenzen der Evaluation	24
Biodiversitätsindikatoren und ökologische Grundlagen der Evaluation	26
Aufbau des Berichtes	26
<b>Teil I: Biodiversität und ökologische Ausgleichsflächen</b>	29
<b>2 Artenvielfalt in der Landwirtschaft: Verlust und Wert</b>	30
Bedeutung der Landwirtschaft für die Flora und Fauna	31
Funktionen und Leistungen von Biodiversität	33
Fazit	34
<b>3 Zeitliche Entwicklung und räumliche Verteilung von ökologischen Ausgleichsflächen</b>	36
Zeitliche Entwicklung der öAF	36
Räumliche Verteilung der öAF	40
Alter der öAF	42
Wo werden öAF angelegt?	44
Schlussfolgerungen	46
<b>Teil II: Evaluationsprogramme im Mittelland</b>	49
<b>4 Die Untersuchungsgebiete des «Mittelland-Monitorings»</b>	50
Auswahl der Untersuchungsgebiete	51
Kartierung der ökologischen Ausgleichsflächen	52
Bewertung der Qualität der öAF	53

Brutvögel	54
Landnutzung und naturnahe Landschaftselemente	54
Charakterisierung der Untersuchungsgebiete	54
<b>5 Vegetation der ökologischen Ausgleichsflächen im Mittelland</b>	<b>57</b>
<b>5.1 Wiesen im ökologischen Ausgleich</b>	<b>57</b>
Material und Methoden	58
<i>Extensiv</i> (Typ 1a) und <i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i> (Typ 4)	59
Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (Typ 1b)	63
Streueflächen (Typ 5)	64
Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	65
<b>5.2 Hecken (Typ 10)</b>	<b>67</b>
Material und Methoden	68
Artenvielfalt und Gehölzstrukturen	68
Potenzial für Qualität nach Ökoqualitätsverordnung	71
Vergleich angemeldeter und nicht angemeldeter Hecken	71
Schlussfolgerungen und Empfehlungen	71
<b>5.3 Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)</b>	<b>73</b>
Material und Methoden	74
Baumbestand, Baumstrukturen und Pflege	75
Umfeld und Lage	76
Vegetation im Unterwuchs	77
Potenzial für Qualität nach Ökoqualitätsverordnung	77
Schlussfolgerungen und Empfehlungen	78
<b>5.4 Bunt- und Rotationsbrachen (Typen 7a und 7b)</b>	<b>80</b>
Entstehungsgeschichte der Bunt- und Rotationsbrache	81
Dynamische Sukzession	81
Verunkrautung von Bunt- und Rotationsbrachen	82
Tragen Buntbrachen zur Erhaltung seltener Pflanzenarten bei?	83
Erfahrungen mit Brachen in der Praxis	83
Diskussion und Ausblick	84
<b>6 Arthropoden in ökologischen Ausgleichsflächen im Mittelland</b>	<b>85</b>
<b>6.1 Beschreibung der Fallstudiengebiete und der Untersuchungsmethoden</b>	<b>85</b>
Die Fallstudiengebiete	86
Stichprobenplan	88
Erhebungsmethoden	88
Kontextdaten	90
Analysemethode	93
<b>6.2 Spinnen</b>	<b>95</b>
Arten- und Individuenreichtum	95
Die Zusammensetzung der Spinnenfauna	98
Schlussfolgerung	102
<b>6.3 Laufkäfer</b>	<b>105</b>
Arten- und Individuenreichtum	105

Mittlere Arten- und Individuenzahlen	106
Einfluss der Biotope und Umweltfaktoren auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften	109
Synthese und Schlussfolgerungen	112
<b>6.4 Tagfalter</b>	<b>115</b>
Anzahl Arten und Individuen in öAF und im Kulturland	116
Artenzusammensetzung der Tagfalter	118
Schlussfolgerungen	121
Die Bedeutung von Buntbrachen für Tagfalter	123
Fazit	124
<b>6.5 Heuschrecken</b>	<b>125</b>
Die Heuschrecken in den drei Fallstudiengebieten	125
Artenarme Flächen	126
öAF-Wiesen: zumeist ungenügend und nicht besser als das übrige Dauergrasland	128
Buntbrachen – Kunstwiesen – Äcker	129
Dauergrasland und öAF vernetzen	129
Haben die Heuschrecken in der Schweiz von den öAF profitiert?	130
<b>6.6 Eine preiswerte Methode zur Abschätzung der lokalen Artenvielfalt der mobilen Arthropodenfauna: «Rapid biodiversity assessment» (RBA)</b>	<b>132</b>
Material und Methoden	133
Ergebnisse und Diskussion	135
Schlussfolgerungen	137
<b>7 Evaluation der Wirksamkeit ökologischer Ausgleichsflächen anhand der Brutvögel</b>	<b>139</b>
Material und Methoden	140
Bestandsentwicklung typischer Kulturlandvögel in der Schweiz	142
Bestände der typischen Kulturlandvögel im Mittelland	142
Einfluss von Typ und Qualität der ökologischen Ausgleichsflächen auf die Besiedlung durch typische Kulturlandvögel	143
Stark aufgewertete Gebiete	145
Diskussion und Schlussfolgerungen	145
<b>Teil III: Weitere Projekte, Berggebiet</b>	<b>149</b>
<b>8 Rückkehr des Feldhasen dank ökologischem Ausgleich?</b>	<b>150</b>
Material und Methoden	151
Bestandsentwicklung in den Tieflagen der Schweiz	153
Schlussfolgerungen und Empfehlungen	156
<b>9 Die Qualität von ökologischen Ausgleichsflächen in den «Nordalpen» und den «Östlichen Zentralalpen»</b>	<b>161</b>
Material und Methoden	162
Artenzahlen	162
Pflanzenarten der <i>Roten Liste</i>	163



Qualität gemäss ÖQV	164
Wiesentypen	165
Schlussfolgerungen und Empfehlungen	167
<b>10 Biologische Vielfalt von Grasland im ökologischen Ausgleich – ein Paarvergleich</b>	<b>169</b>
Material und Methoden	170
Einfluss der extensiven Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt	170
Randeffekte auf den Wiesen	171
Regionaler Einfluss auf die Artenvielfalt	172
Schlussfolgerungen	172
<b>11 Der ökologische Ausgleich im europäischen Kontext</b>	<b>174</b>
Agrar-Umweltprogramme in der EU	174
Vergleich der Wirkung der Agrar-Umweltprogramme zwischen der Schweiz und der EU	175
Schlussfolgerungen	176
<b>12 Bedeutung von ökologischen Ausgleichsflächen für das Landschaftsbild</b>	<b>178</b>
Material und Methoden	179
Erlebniswirksamkeit der ökologischen Ausgleichsflächen aufgrund der Expertenbefragung	181
Landschaftsbewertung nach Hoisl <i>et al.</i> (1989)	182
Zusammenfassung der Ergebnisse und Empfehlungen	182
<b>13 Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen auf Biodiversität und Landschaft</b>	<b>185</b>
Erreichung der Flächenziele	185
Qualitativ wertvolle öAF im Talgebiet	186
Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt	187
Keine weiteren Artenverluste ( <i>Rote Liste</i> ), Wiederausbreitung bedrohter Arten	188
Beitrag der einzelnen Ökoflächen-Typen	189
Regionale Unterschiede	193
Weitere Einflussfaktoren	193
Erkenntnisse aus anderen Projekten	194
Zusammenfassende Wertung, Ausblick und Empfehlungen	195
Evaluationsbedarf	195
Forschungsbedarf	198
Abkürzungsverzeichnis	202
Publikationsverzeichnis	203

## Vorwort

Die Vielfalt der Tier- und Pflanzenarten ist für die meisten von uns ein wichtiger Teil der Lebensqualität. Die Landwirtschaft hat unsere Landschaften, welche vielen heimischen Pflanzen- und Tierarten Lebensräume bietet, entscheidend mitgeprägt. Durch die landwirtschaftliche Intensivierung sind in den vergangenen Jahrzehnten jedoch viele dieser Lebensräume verloren gegangen. Mit ihnen sind auch viele Tier- und Pflanzenarten verschwunden oder wurden stark zurückgedrängt. Dies führte zu einem Umdenken und zur Erkenntnis, dass – sollen die Arten erhalten werden – ihre Lebensräume in ausreichender Menge und Qualität vorhanden sein müssen. Für die Landwirtschaft wurde deshalb im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) festgelegt, dass innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche sogenannte ökologische Ausgleichsflächen ausgeschieden werden müssen. Dies können extensiv genutzte Wiesen, Buntbrachen, Ruderalflächen aber auch Hochstamm-Obstbäume sein. Heute werden ungefähr 10 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche als ökologische Ausgleichsflächen bewirtschaftet.

Der ÖLN schreibt auch andere ökologische Leistungen vor, die unterdessen von fast allen Bäuerinnen und Bauern erbracht werden. Der ÖLN ist Voraussetzung für den Bezug von Direktzahlungen. Die Allgemeinheit honoriert diese Leistung der Landwirtschaft mit jährlich etwa 2,5 Milliarden Franken.

Mit dem ökologischen Ausgleich soll die Biodiversität gefördert und der Rückgang der Vielfalt von Arten in der Agrarlandschaft aufgehalten werden; bedrohte Arten sollen sich sogar wieder ausbreiten können. Agroscope FAL Reckenholz hat zusammen mit mehreren Partnern geprüft, ob diese Ziele erreicht werden. In dieser Schriftenreihe stellen wir die Ergebnisse dieser umfangreichen Untersuchungen vor. Gleichzeitig erscheint eine Schriftenreihe zur Wirkung der Ökomassnahmen auf die Belastung von Luft und Gewässern mit Stickstoff und Phosphor.

Der vorliegende Bericht zeigt auf, in welchen Bereichen dank dem ökologischen Ausgleich die gesteckten Ziele erreicht wurden und wo noch Handlungsbedarf besteht. Denn das Ziel der Wiederansiedlung von Arten ist nur langfristig zu erreichen. Die Landwirtschaft nutzt und pflegt die in Jahrhunderten entstandene Kulturlandschaft der Schweiz. Sie kann deshalb einen wichtigen Beitrag leisten, um diese Kulturlandschaft vielfältig zu gestalten und so den verschiedensten Arten Lebensraum zu bieten. So können sich auch zukünftige Generationen über die Vielfältigkeit der Pflanzen und Tiere freuen.

Oktober 2005

Agroscope FAL Reckenholz  
Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau



Paul Steffen, Direktor

## Zusammenfassung

Der Bund hat 1993 ökologische Direktzahlungen eingeführt. Seit 1999 ist die Erbringung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe die Voraussetzung zum Bezug von Direktzahlungen. Heute (2005) werden 97 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) nach den Regeln des ÖLN bewirtschaftet.

Die wichtigste Massnahme des ÖLN für die Erhaltung und Förderung der Biodiversität ist die Ausweisung von mindestens 7 % der LN eines Betriebes als ökologische Ausgleichsfläche (bei Spezialkulturen 3,5 %). Weitere Anforderungen des ÖLN (ausgeglichene Nährstoffbilanz, geregelte Fruchtfolge, Bodenschutz, gezielter Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, tiergerechte Haltung der Nutztiere) können ebenfalls einen Einfluss auf die Biodiversität haben; ihre Bedeutung ist aber zweitrangig.

## Zielerreichung

Mit dem ÖLN werden Umweltziele verfolgt, die im Vergleich zu 1990–92 (vor der Einführung von ökologischen Direktzahlungen) erreicht werden sollen (Tab. 1). So wurden gesamtschweizerische und regionale Flächen- und Qualitätsziele für den Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) definiert. Mit diesen Flächen soll die Artenvielfalt gefördert und der Verlust an Arten der *Roten Liste* verhindert werden.

Das Erreichen dieser Ziele wurde mittels Evaluationsprojekten überprüft. Diese wurden Mitte der 1990er Jahre lanciert und bestanden aus einem Monitoringprojekt im Mittelland, indem die Vegetation, die Brutvögel und Feldhasen erfasst wurden. In mehreren Fallstudien wurde zusätzlich das Vorkommen von Laufkäfern, Spinnen, Tagfaltern, Heuschrecken und Wildbienen untersucht. Zusätzlich konnten in beschränktem Umfang Erhebungen im Berggebiet gemacht werden. Insgesamt wurden über 3'000 öAF kartiert und bewertet.

Im Jahr 2003 gab es 116'000 ha öAF, die zu 16 verschiedenen (flächigen) öAF-Typen gehörten; hinzu kamen 2,6 Millionen Bäume, die im ökologischen Ausgleich angemeldet waren. Das Ziel von 108'000 ha öAF in der Schweiz (10 % der LN) wurde bereits im Jahr 2000 erreicht (Tab. 1).

Das Ziel, 65'000 ha öAF im Talgebiet zu schaffen, wird aber bis 2005 voraussichtlich nicht erreicht werden. Im Jahr 2003 waren es erst 57'000 ha. Wir schätzen, dass davon 20'000 ha eine Qualität aufweisen, wie sie von der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) verlangt wird (Tab. 1). Das entspricht knapp einem Drittel der angestrebten 65'000 ha qualitativ wertvoller öAF im Talgebiet.

Die Ziele zur Erhaltung und Förderung der einheimischen Artenvielfalt sind wenig konkret und somit schwer zu überprüfen. Da keine Aufnahmen aus dem Referenzzeitraum vor der Einführung der Ökomassnahmen vorlagen, konnten lediglich relative Vergleiche zwischen öAF und Kontrollflächen angestellt werden oder die öAF mussten an Qualitätsmassstäben (wie der ÖQV) gemessen werden. Hier die wichtigsten Resultate der Evaluation:

- Vergleich zwischen öAF und Kontrollflächen: Auf öAF kamen in der Regel mehr und anspruchsvollere Arten vor als auf intensiv bewirtschafteten Kontrollflächen. Dies traf auf alle Typen von öAF und auf alle untersuchten Organismengruppen zu.
- Vergleich mit Qualitätsmassstäben der ÖQV: Die verschiedenen Typen von öAF entsprechen den Qualitätsmassstäben zu unterschiedlichen Anteilen. Die Qualität insbesondere der Wiesen ist oft unzureichend.

Das Ziel, mit dem ökologischen Ausgleich den Rückgang der gefährdeten Arten zu stoppen und ihre Wiederausbreitung zu ermöglichen, wird nicht erreicht. Wir fanden in den öAF nur wenige Pflanzen- und Tierarten der *Roten Listen*; einzige Ausnahme waren die Streue-



**Tabelle 1. Umweltziele im Bereich Biodiversität und Zielerreichungsgrad**

Ziel	Ziel- erreichung	Referenz	Wurde das Ziel erreicht?
10 % der gesamtschweizerischen landwirtschaftlichen Nutzfläche sind ökologische Ausgleichsflächen, d.h. 108'000 ha <sup>1)</sup> .	2005	Bundesblatt (2002)	Bereits 2000 erreicht (2003: 116'000 ha).
65'000 ha ökologische Ausgleichsflächen im Talgebiet <sup>1)</sup> .	2005	Bundesblatt (2002)	Voraussichtlich verfehlt (2003: 57'000 ha).
Im Talgebiet sollen in absehbarer Zeit 65'000 ha landwirtschaftliche Nutzflächen als qualitativ wertvolle ökologische Ausgleichsflächen bewirtschaftet werden.		BUWAL (1998)	Ziel bisher nicht erreicht; Schätzung für 2003: 20'000 ha.
Damit wird die Erhaltung der heimischen Artenvielfalt gefördert.		BUWAL (1998)	Generell mehr und anspruchsvollere Arten auf ökologischen Ausgleichsflächen als auf intensiv bewirtschafteten Flächen, Qualität der Flächen jedoch oft ungenügend.
Förderung der natürlichen Artenvielfalt.	2005	BLW (1999)	
Keine weiteren Artenverluste ( <i>Rote Liste</i> ), Wiederausbreitung bedrohter Arten.	2005	BLW (1999)	Nur wenig bedrohte Arten auf ökologischen Ausgleichsflächen.

<sup>1)</sup> Hochstamm-Feldobstbäume sind darin nicht enthalten

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.

Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721–5010.

BUWAL, 1998. Landschaftskonzept Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung. Reihe Konzepte und Sachpläne (Art. 13 RPG).

flächen. Die Stärken des ökologischen Ausgleichs liegen darin, dass die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft generell gefördert wird und potenziell gefährdete Arten davor bewahrt werden, so selten zu werden, dass sie den Status einer Art der *Roten Liste* bekommen.

## Einzelne Ökoflächen-Typen, Empfehlungen

Obwohl die öAF maximal 20 % der LN in den Fallstudiengebieten ausmachen, tragen sie 50 bis 80 % zur gesamten Diversität der untersuchten Pflanzen- und Arthropodenarten bei. Mit jedem öAF-Typ kommen neue Arten hinzu. Um die Vielfalt der Arten der Agrarlandschaft zu erhalten, braucht es auch die Vielfalt der verschiedenen Lebensräume. Wir empfehlen deshalb, die bestehenden öAF-Typen beizubehalten, sie gegebenenfalls um zusätzliche Typen zu erweitern und diejenigen Typen, die bis jetzt nur selten angemeldet wurden, zusätzlich zu fördern (Hecken, Brachen, Typen 11 bis 14: z.B. Wassergräben, Ruderalflächen).

### **Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typen 1 und 4)**

Die Gesamtfläche dieser beiden öAF-Typen beträgt 84'000 ha (72 % aller flächigen öAF bzw. 8 % der LN der Schweiz). Die *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1) sind etwas häufiger (49'000 ha) als die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (35'000 ha). Von den 30'000 ha *Extensiv genutzten Wiesen* im Mittelland entspricht die Zusammensetzung der Vegetation je nach Region zu 10 bis 70 % den traditionellen Fettwiesen (Fromentalwiesen). Durchschnittlich 29% (14 bis 63 %) erfüllen die Qualitätskriterien der ÖQV. Gefährdete Pflanzenarten der *Roten Liste* wurden auf durchschnittlich 7 % (5 bis 11 %) der *Extensiv genutzten Wiesen* gefunden, potenziell gefährdete Arten auf 18 % (9 bis 42 %).

Von den 12'000 ha *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4) im Mittelland entspricht die Zusammensetzung je nach Region zu 0 bis 15 % den traditionellen Fett- oder Fromentalwiesen. Durchschnittlich 11% (3 bis 38 %) erfüllen die Qualitätskriterien der ÖQV. Gefährdete Pflanzenarten der *Roten Liste* wurden auf 3 % (0 bis 14 %) der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* gefunden, potenziell gefährdete Arten auf 17 % (19 bis 26 %).

Ein Fünftel der beiden Wiesentypen erfüllen im Mittelland die Kriterien der ÖQV. Auch die in den Fallstudien erhobenen Artenzahlen von Tagfaltern, Spinnen, Laufkäfern, Bienen und Heuschrecken waren unter dem Niveau, welches auf qualitativ hochwertigen Fromentalwiesen beobachtet wird. Arthropodenarten, welche für traditionelle Fettwiesen typisch und für den Schutz der Biodiversität von Interesse sind, finden auf der Mehrzahl der öAF-Wiesen keinen Lebensraum, unter anderem weil der Pflanzenbestand zu dicht ist. Da öAF zudem oft in der Nähe von Waldrändern und Hecken angelegt werden, profitieren bodenbrütende Vogelarten des offenen Kulturlandes kaum von den öAF-Wiesen.

Auch wenn die Mehrzahl der öAF-Wiesen des Mittellandes den angelegten Qualitätsmassstäben nicht gerecht wird, unterscheiden sie sich von den intensiv bewirtschafteten Wiesen. So gab es auf den öAF-Wiesen mehr und anspruchsvollere Pflanzen- und Arthropodenarten. Die Artengemeinschaften waren zudem statistisch signifikant verschieden von jenen der Vergleichswiesen. Hecken- und Obstgartenvögel profitieren von *Extensiv genutzten Wiesen* in der Umgebung ihrer Habitate. Turmfalken und Waldohreulen bevorzugten bei der Nahrungssuche *Extensiv genutzte Wiesen* gegenüber Kunstwiesen. Die *Extensiv genutzten Wiesen* hatten in Ackerbaugebieten einen positiven Einfluss auf die Feldhasen (allerdings nicht in Futterbaugebieten).

Vegetationsaufnahmen im Berggebiet (Nordalpen, zentrale Ostalpen) ergaben, dass ein grosser Anteil sowohl der öAF-Wiesen (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) als auch der intensiv genutzten Wiesen traditionellen Bergfettwiesen entsprach (66% der öAF-Wiesen und 86 % der intensiv genutzten Wiesen). Nur auf den öAF-Wiesen fanden sich aber zusätzlich Nass- und Magerwiesen (25 % der öAF-Wiesen entsprachen diesen Vegetationstypen). Die öAF-Wiesen waren artenreicher als die Intensivwiesen (36 Arten pro 25 m<sup>2</sup> im Vergleich zu 21 Arten pro 25 m<sup>2</sup>). Der Anteil der Wiesen, welche die Kriterien der ÖQV erfüllen, war deutlich höher als im Mittelland (82 % der öAF-Wiesen und 14 % der intensiv genutzten Wiesen), und ein grösserer Anteil der Flächen enthielt gefährdete Arten (18 % bzw. 4 %). Im Berggebiet leistet der ökologische Ausgleich ausserdem einen Beitrag zur weiteren extensiven Bewirtschaftung von Bergwiesen, welche von der Nutzungsaufgabe bedroht sind.

**Es besteht Handlungsbedarf zur Förderung der Qualität eines grossen Teils der öAF-Wiesen des Mittellandes. Der mit der ÖQV eingeleitete Übergang zu ergebnisorientierten Zahlungen soll verstärkt werden. Es sollte geprüft werden, ob und wie Anforderungen an die Mindestqualität der öAF-Wiesen formuliert werden können. Damit sich die Extensivierung auf die Vegetation auswirken kann, sollten die Wiesen langfristig als öAF bewirtschaftet werden. Für Wiesen, deren Artenzusammensetzung auf ein Rückführungspotenzial schliessen lässt, sollten zudem gezielte Bewirtschaftungsmassnahmen ermöglicht werden.**

### **Streueflächen (Typ 5)**

Insgesamt gibt es 7'000 ha als öAF angemeldete Streueflächen. Davon liegen 2'500 ha im östlichen Mittelland. Die Pflanzenbestände entsprechen grösstenteils der Zielvegetation; 82 % erfüllen die Anforderungen der ÖQV. Auf 55 % der Fläche finden sich gefährdete Pflanzenarten. Die Reviere von zwei häufigen Brutvogelarten waren mit den als öAF ausgewiesenen Streueflächen assoziiert. Für drei Viertel der öAF-Streueflächen bestand gleichzeitig ein Vertrag nach dem Natur- und Heimatschutzgesetz.

**Die meisten Streueflächen sind qualitativ hochwertig; dieser öAF-Typ muss weiter unterstützt werden.**

### **Buntbrachen (Typ 7a)**

Die insgesamt 2'400 ha Buntbrachen sind vor allem in den Ackerbauregionen für die Fauna von Bedeutung. Die Artenvielfalt und teilweise auch die Häufigkeit von Laufkäfern, Spinnen und Tagfaltern waren in Buntbrachen höher als in den benachbarten Äckern. Bei Laufkäfern und Tagfaltern profitierten auch die anspruchsvolleren und höher spezialisierten Arten, bei den Tagfaltern sogar gefährdete Arten. In den meisten Untersuchungsgebieten waren die Brachen zu selten, um einen messbaren Effekt auf Brutvögel zu haben. Die Beispiele von stark mit Buntbrachen aufgewerteten Projektregionen zeigen jedoch, dass die Bestände gefährdeter Vogelarten und auch von Feldhasen mit dem ökologischen Ausgleich erfolgreich gefördert werden können.

**Insgesamt sind Buntbrachen ein wirksames Instrument zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität im Ackerbauggebiet. Ein grösserer Anteil an Buntbrachen in Ackerbaugebieten würde die positive Wirkung auf die Artenvielfalt verstärken.**

### **Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)**

Seit der Mitte des letzten Jahrhunderts sind 80 % der Hochstamm-Feldobstbäume gefällt und nicht wieder ersetzt worden. Fast alle der jetzt noch vorhandenen Bäume sind im ökologischen Ausgleich angemeldet (2,6 Mio.). Nur 12 % der Obstgärten des Mittellandes erfüllen die Kriterien der ÖQV, da der Unterwuchs meist intensiv genutzt wird. Seit Inkrafttreten der ÖQV werden jedoch öAF-Wiesen vermehrt gezielt in der Nähe von Obstgärten angemeldet. Dies verbessert die ökologische Qualität der Obstgärten. Der Gartenrotschwanz beispielsweise kommt signifikant häufiger in Obstgärten mit benachbarten öAF vor. In den Baumkronen fanden wir naturschützerisch wertvolle Spinnenarten. In einer Gesamtbeurteilung der Obstgärten muss die positive Wirkung auf das Landschaftsbild berücksichtigt werden, welche sie – zusammen mit den Hecken – von den anderen öAF-Typen abhebt.

**Die Evaluationsergebnisse bezüglich der Hochstamm-Feldobstbäume sind ambivalent. Aufgrund der ÖQV zeichnet sich eine Verbesserung ihrer ökologischen Qualität ab. Die positive Wahrnehmung als Bereicherung des Landschaftsbildes ist zentral für den Rückhalt des ökologischen Ausgleichs in der breiten Öffentlichkeit. Wir empfehlen deshalb, die Anreize für Hochstamm-Feldobstbäume vorerst nicht zu verändern.**

### **Hecken (Typ 10)**

In der Schweiz gibt es 36'000 ha Hecken und Feldgehölze, von denen weniger als 10 % als öAF angemeldet wurden. Die Vegetation und Struktur von 44 % der öAF-Hecken des Mittellandes entsprechen den Anforderungen der ÖQV – bei den nicht als öAF angemeldete Hecken sind es 30 %. Die Reviere von heckenbrütenden Vögeln waren häufiger bei öAF-Hecken als bei nicht angemeldeten Hecken. Das Vorkommen von weiteren öAF in unmittelbarer Nachbarschaft, insbesondere von *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1), förderte zusätzlich die Besiedlung der Hecken durch Brutvögel. Hecken verfügen über eine typische Artengemeinschaft von Arthropoden und weisen dadurch die höchste Artenvielfalt der untersuchten Habitate auf.

**Hecken leisten einen wesentlichen Beitrag zur Biodiversität im Agrarraum. Wir empfehlen, die Anreize so zu setzen, dass mehr Hecken als öAF bewirtschaftet werden und dass sie möglichst immer einen Krautsaum aufweisen.**

## **Fazit und Ausblick**

Die in diesem Bericht vorgelegten Ergebnisse erlauben eine Beurteilung der Wirkung der öAF auf die Biodiversität im Mittelland und ansatzweise in einem Teil des Berggebietes. Für das Tessin, das Wallis und den Jura können keine Aussagen gemacht werden.

Die Gesamtbeurteilung fällt moderat positiv aus. Mit dem ökologischen Ausgleich wurde ein messbarer Nutzen für die Biodiversität erzielt. Die Massnahmen gehen in die richtige

Richtung. Um die Ziele (Tab. 1) zu erreichen und insbesondere auch die gefährdeten Arten zu fördern, müssen die Anstrengungen allerdings verstärkt werden. Die Landwirtschaft alleine kann dies nicht leisten, vielmehr bedarf es gemeinsamer Anstrengungen von Land- und Forstwirtschaft, Naturschutz und Raumplanung. Besondere Beachtung verdient dabei die Erhaltung und gegebenenfalls die Schaffung von Naturschutzflächen auch in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Durch die Vernetzung dieser Flächen mit öAF kann die Wirkung beider Massnahmen verstärkt werden. Es ist darauf zu achten, dass nachhaltige Lösungen gefunden werden, mit denen einerseits der Umweltzustand langfristig verbessert wird, die andererseits aber auch sozialverträglich und wirtschaftlich effizient sind.

## Résumé

### Evaluation des mesures écologiques – domaine biodiversité

En 1993, la Confédération a introduit les paiements directs écologiques. Depuis 1999, la réalisation de prestations écologiques requises (PER) par les exploitations agricoles est une condition afin d'obtenir des paiements directs. Aujourd'hui (2005), 97 % des surfaces agricoles utiles (SAU) sont cultivées selon les règles PER.

La mesure la plus importante des PER pour le maintien et la promotion de la biodiversité est de consacrer au moins 7 % des SAU d'une exploitation aux surfaces de compensation écologique (3,5 % pour les cultures spéciales). D'autres exigences des PER (bilan de fumure équilibré, assolement régulier des cultures, protection du sol, utilisation de produits phytosanitaires ciblée, garde des animaux respectueuse de l'espèce) peuvent aussi avoir une influence, mais leur importance est secondaire.

### Réalisation des objectifs

Les PER poursuivent des objectifs environnementaux qui doivent être atteints (Tab. 1), avec comme référence les années 1990-92 (avant l'introduction des paiements directs écologiques). En ce qui concerne la proportion en surface de compensation écologique (SCE), il existe par exemple des objectifs de surface et de qualité globaux pour toute la Suisse ainsi que des objectifs régionaux. Ces surfaces doivent promouvoir la biodiversité et éviter la disparition d'espèces inscrites sur la *Liste rouge*.

**Tableau 1. Objectifs écologiques en matière de biodiversité, degré de réalisation des objectifs**

Objectifs	Réalisation des objectifs jusqu'en	Référence	L'objectif fut-il atteint?
10 % de la surface agricole utile suisse sont consacrés aux surfaces de compensation écologique, donc 108'000 ha <sup>1)</sup>	2005	Feuille fédérale (2002)	Déjà atteint en 2000 (2003: 116'000 ha).
65'000 ha de surface de compensation écologique en région de plaine <sup>1)</sup>	2005	Feuille fédérale (2002)	Probablement manqué (2003: 57'000 ha).
Dans un proche avenir, 65'000 ha de surface agricole utile situés en plaine seront exploités à titre de surfaces de compensation écologique de qualité.		OFEFP (1998)	Objectif jusqu'ici non atteint, estimation pour 2003: 20'000 ha
Elles contribuent ainsi à la conservation de la diversité des espèces indigènes.		OFEFP (1998)	Présence générale de plus d'espèces plus exigeantes sur les surfaces de compensation écologique que sur les surfaces cultivées intensivement. Par contre, la qualité des surfaces reste souvent déficiente.
Promotion de la biodiversité naturelle.	2005	OFAG (1999)	
Aucune autre perte d'espèces ( <i>Liste rouge</i> ), rétablissement des espèces menacées	2005	OFAG (1999)	Peu d'espèces menacées sur les surfaces de compensation écologique

<sup>1)</sup> Les arbres fruitiers haute tige ne sont pas pris en compte

OFAG, 1999: Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Berne, Office fédéral de l'agriculture.

Feuille fédérale, 2002. Message concernant l'évolution future de la politique agricole (Politique agricole 2007). Chancellerie fédérale, FF V (02.046), 4395–4628.

OFEFP, 1998. Conception „paysage Suisse“. Berne, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage / Office fédéral du développement territorial, Série L'environnement pratique. (Art. 13 LAT).



La réalisation des objectifs a été contrôlée par des projets d'évaluation. Ceux-ci furent lancés au milieu des années 1990 et étaient formés d'un projet de Monitoring sur le Plateau (études sur la végétation, les oiseaux nicheurs et le lièvre) ainsi que de plusieurs études spécifiques (dans lesquelles la présence de carabes, d'araignées, de papillons diurnes, de sauterelles et d'abeilles sauvages a été examinée). Des évaluations d'ampleur plus réduite ont aussi pu être obtenues dans les régions de montagne. En tout, ce sont plus de 3'000 SCE qui ont été cartographiées et évaluées.

Il y avait, en 2003, 116'000 ha de SCE, appartenant à 16 types (de surface) de SCE différents; en outre, 2,6 millions d'arbres étaient annoncés dans la compensation écologique. L'objectif visant à obtenir 108'000 ha de SCE en Suisse (10 % de la SAU) a déjà été atteint en 2000 (Tab. 1).

Par contre, il semble que l'objectif d'obtenir 65'000 ha de SCE en plaine ne sera probablement pas atteint jusqu'en 2005. En 2003, il y en avait seulement 57'000 ha. Nous estimons que 20'000 ha de ceux-ci présentent une qualité conforme à celle exigée dans l'Ordonnance sur la qualité écologique (OQE) (Tab. 1). Ceci ne représente qu'un tiers des 65'000 ha de SCE de qualité visés pour les régions de plaine.

Les objectifs concernant le maintien et la promotion de la biodiversité indigène sont peu concrets et par conséquent difficiles à vérifier. Etant donné que nous ne disposons pas de données datant de la période d'avant l'introduction des mesures écologiques, seul des comparaisons entre les SCE et des surfaces de référence ont pu être effectuées ou bien les SCE ont dû être évaluées selon des critères de qualité prédéfinis (p. ex. OQE). Voici les résultats majeurs de cette évaluation:

- Comparaison entre SCE et surfaces de référence: présence générale de plus d'espèces et de plus d'espèces exigeantes sur les SCE que sur les surfaces de référence exploitées intensivement. Ceci fut valable pour tous les types de SCE et pour tous les groupes d'organismes examinés.
- Comparaison selon les critères de qualité de l'OQE: Les différents types de SCE correspondent aux critères de qualité en divers points (voir en bas). La qualité, en particulier des prairies, est souvent insuffisante.

L'objectif de stopper la réduction des espèces menacées et de faciliter leur rétablissement grâce à la compensation écologique n'a pas été atteint. Nous n'avons trouvé dans les SCE que peu d'espèces animales et végétales de la *Liste rouge*, la seule exception étant les surfaces à litière. Les avantages de la compensation écologique sont que la biodiversité est généralement favorisée dans le paysage agricole et qu'elle évite à certaines espèces potentiellement menacées de devenir si rares qu'elles reçoivent le statut d'une espèce de la *Liste rouge*.

## Divers types de surfaces écologiques, recommandations

Même si les SCE ne font au maximum que 20 % des SAU des régions analysées, elles contribuent de 50 à 80 % à la diversité totale des espèces des plantes et des arthropodes étudiées. Dans chaque type de SCE apparaissent de nouvelles espèces. La diversité des divers milieux vitaux est nécessaire afin de préserver la diversité des espèces du paysage agricole. Nous recommandons donc de garder les types de SCE existants, le cas échéant d'y ajouter de nouveaux types et de favoriser les types qui n'ont jusqu'à maintenant été annoncés que rarement (p.ex. haies, jachères, types 11 à 14 tels que fossés humides et surfaces rudérales).

### **Prairies extensives et prairies peu intensives (types 1 et 4)**

Ces deux types de SCE forment une surface de 84'000 ha (72 % de toutes les SCE, respectivement 8 % de la SAU en Suisse). Les *prairies extensives* (Type 1) sont plus fréquentes (49'000 ha) que les *prairies peu intensives* (35'000 ha). Selon les régions, la composition de

la végétation des 30'000 ha des *prairies extensives* du Plateau correspond de 10 à 70 % à celle des prairies grasses traditionnelles (prairies à fromental). En moyenne, 29 % (14 à 63 %) remplissent les critères de qualité de l'OQE. Des plantes menacées de la *Liste rouge* ont été trouvées sur en moyenne 7 % (5 à 11 %) des *prairies extensives* et des plantes potentiellement menacées sur 18 % (9 à 42 %).

La composition des 12'000 ha de *prairies peu intensives* (type 4) du Plateau correspond selon la région de 0 à 15 % aux prairies grasses (à fromental) traditionnelles. En moyenne, 11 % (3 à 38 %) remplissent les critères de l'OQE. Des plantes menacées de la *Liste rouge* ont été trouvées sur en moyenne 3 % (0 à 14 %) des *prairies peu intensives* et des plantes potentiellement menacées sur 17 % (9 à 26 %).

Un cinquième de ces deux types de prairies du Plateau remplit les critères de l'OQE. Le nombre d'espèces de papillons diurnes, d'araignées, de carabes, d'abeilles et de sauterelles était en dessous du niveau de celui que l'on trouve dans une prairie à fromental de bonne qualité. Les espèces d'arthropodes typiques des prairies grasses traditionnelles et d'importance pour la protection de la biodiversité ne trouvent pas de milieu vital sur la plupart des SCE, entre autres parce que la densité des plantes y est trop importante. Les oiseaux nichant sur le sol ne profitent que peu des prairies SCE parce que ces dernières se trouvent souvent à proximité de lisières de forêts ou de haies.

Même si la majorité des prairies SCE du Plateau ne correspond pas aux critères de qualité fixés, elles se différencient des prairies cultivées intensivement. Ainsi il y a eu plus d'espèces et plus d'espèces exigeantes (plantes, arthropodes) sur les surfaces SCE. De plus, les différences entre les associations d'espèces présentes sur ces surfaces et celles des prairies de référence étaient statistiquement significatives. Les oiseaux vivant dans les haies et ceux vivant dans les vergers profitent des *prairies extensives* situées proches de leur habitat. Dans leur recherche de nourriture, le faucon crécerelle et le hibou moyen duc ont préféré les *prairies extensives* aux prairies artificielles. Dans les régions de grandes cultures, les *prairies extensives* ont eu une influence bénéfique sur le lièvre (mais pas dans les régions de cultures fourragères).

Des relevés botaniques dans les régions montagneuses (Nord des Alpes septentrionales, Alpes centrales orientales) ont montré qu'une grande partie des prairies SCE (*extensives* et *peu intensives*) comme celles utilisées intensivement correspondent à une prairie grasse de montagne traditionnelle (66 % des prairies SCE et 86 % des prairies intensives). Mais des indicateurs de prairies humides et de prairies maigres ne furent trouvés que dans les prairies SCE (25 % des prairies SCE correspondaient à ces types de végétation). Les prairies SCE étaient plus riches en espèces que les prairies intensives (36 espèces par 25 m<sup>2</sup> contre 21). La proportion des prairies SCE qui correspondait aux critères de l'OQE était bien plus importante que sur le Plateau (82 % des prairies SCE et 14 % des prairies intensives) et une plus grande partie des surfaces abritait des espèces menacées (18 %, respectivement 4 %). En outre, dans les régions de montagne, la compensation écologique contribue à la continuité de l'utilisation extensive de prairies qui seraient autrement menacées d'abandon.

**Il est temps d'agir afin de promouvoir la qualité d'une grande partie des prairies SCE du Plateau. La transition commencée avec l'OQE allant vers des paiements orientés sur le résultat devrait être renforcée. La question du si et du comment formuler les exigences SCE minimales de qualité doit être étudiée. Afin que la végétation puisse réagir de manière souhaitée à l'extensification, les prairies devraient être cultivées à long terme en SCE. Des mesures ciblées doivent être rendues possibles pour les prairies dont la composition des espèces présente un potentiel de retour à des végétations de type extensif.**

### **Surfaces à litière (type 5)**

En tout, 7'000 ha de surfaces à litière sont annoncés comme SCE, dont 2'500 ha dans le Plateau oriental. La composition florale correspond en grande partie à la végétation recherchée; 82 % remplissent les exigences de l'OQE. Des espèces menacées se trouvent sur

55 % des surfaces. Les habitats de deux oiseaux nicheurs fréquents étaient associés à des surfaces à litière SCE. Trois quarts des surfaces à litière SCE étaient en même temps liés par un contrat selon la Loi sur la protection de la nature et du patrimoine.

**La plupart des surfaces à litière sont de haute qualité. Ce type de SCE doit être soutenu à l'avenir.**

#### **Jachères florales (type 7a)**

Pour la faune, les 2'400 ha totaux de jachères florales sont surtout importants dans les régions de grandes cultures. La diversité des espèces ainsi que, partiellement, la fréquence de carabes, araignées et papillons diurnes étaient plus importantes dans les jachères florales que dans les cultures avoisinantes. Les espèces les plus exigeantes de carabes et de papillons diurnes en profitent et même des espèces de papillons menacées. Les jachères florales étaient, dans la majorité des sites observés, trop rares pour qu'un effet mesurable ne puisse être constaté chez les oiseaux nicheurs. Par contre, des exemples de régions étudiées avec une grande densité de jachères florales montrent qu'il est possible de promouvoir avec succès les populations d'espèces d'oiseaux menacés et du lièvre grâce à la compensation écologique.

**Les jachères florales sont en général un instrument efficace afin de préserver et de rétablir la biodiversité dans les zones de grandes cultures. Une part plus importante de jachères florales dans ces régions pourrait intensifier l'effet positif sur la biodiversité.**

#### **Arbres fruitiers haute-tige (type 8)**

Depuis la moitié du dernier siècle, 80 % des arbres fruitiers haute-tige ont été abattus. Presque tous les arbres encore restants aujourd'hui sont annoncés en compensation écologique (2,6 millions). Étant donné que les prairies sous les arbres sont souvent exploitées de façon intensive, seulement 12 % des vergers du Plateau correspondent aux critères de l'OQE. Mais depuis l'entrée en vigueur de l'OQE, beaucoup plus de prairies SCE sont annoncées d'une façon plus ciblée à proximité de vergers. Ceci améliore la qualité écologique des vergers, le rouge queue se rencontre par exemple plus fréquemment dans les vergers voisins de SCE. Dans la couronne des arbres, nous avons trouvé des araignées importantes pour la protection de la nature. Lors d'une évaluation globale des vergers, il est important de prendre en considération leur effet positif sur le paysage, ce qui – ensemble avec les haies – les différencie des autres types de SCE.

**Les résultats des évaluations des vergers à haute-tige sont assez ambivalents. Leur qualité écologique semble s'améliorer suite à l'OQE. Leur image positive en temps qu'enrichissement du paysage est centrale pour le soutien populaire de la compensation écologique. Nous recommandons donc de ne pas changer les incitations pour les vergers à haute-tige.**

#### **Haies (type 10)**

Il y a en Suisse 36'000 ha de haies et de bosquets champêtres, dont moins de 10 % sont annoncés comme SCE. La végétation et la structure de 44 % des haies SCE du Plateau correspondent aux exigences de l'OQE, alors que celles des haies non annoncées y correspondent à 30 %. Dans les haies SCE, il y avait plus d'oiseaux typiques des haies que dans les haies non annoncées. La présence d'autres SCE dans le voisinage, particulièrement de *prairies extensives* (type 1) a de plus favorisé l'installation d'oiseaux nicheurs dans les haies. Une communauté typique d'arthropodes habite les haies ce qui fait d'elles l'habitat le plus riche en biodiversité de tous les habitats étudiés.

**Les haies apportent une importante contribution à la biodiversité dans les paysages agricoles. Nous recommandons de stimuler les intérêts afin que plus de haies soient annoncées en SCE et qu'elles soient systématiquement accompagnées d'une bande herbacée.**

## Résumé et perspectives

Les résultats présentés dans ce rapport permettent une appréciation de l'effet des SCE sur la biodiversité sur le Plateau et rudimentairement dans une partie de la zone de montagne. Par contre, aucune affirmation ne peut être prononcée pour le Tessin, le Valais et le Jura.

L'appréciation générale est modérément positive. La compensation écologique représente un bénéfice mesurable pour la biodiversité. Les mesures prises vont dans la bonne direction. Par contre les efforts doivent être intensifiés afin d'atteindre les objectifs (Tab. 1) et particulièrement afin de promouvoir les espèces menacées. L'agriculture ne peut pas accomplir ceci seule, des efforts communs de l'agriculture, de la foresterie, de la protection de la nature ainsi que de l'aménagement du territoire sont nécessaires. Le maintien, voir la création de surfaces naturelles protégées doivent être prise en considération, particulièrement en zones agricoles intensives. L'effet de ces deux mesures peut être augmenté en reliant ces surfaces avec des SCE. Des solutions durables doivent être trouvées afin que, d'un côté, l'état général de l'environnement s'améliore à long terme et que, d'autre part, elles soient acceptables socialement et économiquement.

## Summary

### Evaluation of Environmental Measures – Biodiversity

The Swiss Federal Government introduced environmental direct payments in 1993. Since 1999 direct payments have been conditional on farms producing Proof of Ecological Performance (PEP). Today 97 % of the utilised agricultural area (UAA) are managed according to PEP rules.

The most important PEP measure for the preservation and promotion of biodiversity is that at least 7 % of a farm's UAA have to be managed as ecological compensation areas (3.5 % for special crops such as vineyards, vegetables). Further PEP requirements (balanced farm nutrient budgets, diversified crop rotation, soil conservation, selective pesticide use, welfare-promoting livestock husbandry) can also be influential, but are of secondary importance.

### Goal attainment

The PEP pursues environmental goals to be achieved by comparison with 1990–92 (before the introduction of environmental direct payments) (Tab. 1). For example, there are regional and overall Swiss area and quality goals for the percentage of ecological compensation areas (ECAs). These areas are designed to promote species diversity and prevent the loss of species on the *Red List*.

The attainment of these goals was reviewed by means of evaluation projects. These were launched in the mid 90's and comprised a monitoring project on the Swiss Central Plateau (vegetation, nesting birds and common hares were recorded) as well as several case studies (in which the occurrence of ground beetles, spiders, butterflies, grasshoppers and wild bees was also investigated). In addition a limited number of surveys were carried out in the alpine region. Altogether over 3'000 ECAs were mapped and assessed.

In 2003 there were 116'000 ha ECA belonging to 16 different ECA types; in addition 2.6 million trees were registered in the ecological compensation scheme. The goal of 108'000 ha ECA in Switzerland (10 % of UAA) was achieved already in 2000 (Tab. 1).

However the goal of creating 65'000 ha ECA in the lowland region will probably not be achieved by 2005. There were only 57'000 ha in 2003. We estimate that 20'000 ha of these are of the quality required by the Environmental Quality Ordinance (EQO) (Tab. 1). This is equivalent to just under one third of the 65'000 ha target for high quality ECA in the lowland region.

The goals for the conservation and promotion of native species diversity are not very concrete and hence difficult to assess. As no records were available from the reference period prior to the introduction of the environmental measures, only relative comparisons could be made between ECAs and control areas, or the ECAs had to be checked against quality standards (such as the EQO). Here are the most important results of the evaluation:

- Comparison between ECAs and control areas: as a rule more species and more demanding species occurred on ECAs than on intensively managed control areas. This applied to all types of ECA and all groups of organisms investigated.
- Comparison with EQO quality standards: the different types of ECA conformed to quality standards in differing percentages (see below). Quality, particularly of the meadows, was often inadequate.

The goal of halting the decline of endangered species and enabling them to spread by ecological compensation, has not been achieved. We found only a few red-listed plant and animal species in the ECAs; litter meadows were the sole exception. The strengths of ecological compensation lie in the fact that in general it promotes species diversity in the agri-



**Table 1. Environmental goals with respect to biodiversity, degree of goal attainment**

Goal	Goal attainment by	Reference	Was the goal attained?
10 % of all Swiss utilised agricultural area is ecological compensation area, i.e. 108'000 ha <sup>1)</sup>	2005	Federal Chancellery (2002)	Attained in 2000 (2003: 116'000 ha).
65'000 ha ecological compensation areas in the lowland region <sup>1)</sup>	2005	Federal Chancellery (2002)	Probably missed (2003: 57'000 ha).
In the foreseeable future 65'000 ha utilised agricultural area in the lowland region is managed as high quality ecological compensation areas.		BUWAL (1998)	Goal not yet attained; estimate for 2003: 20'000 ha
This promotes the conservation of native species diversity		BUWAL (1998)	Generally more species and more demanding species on ecological compensation areas than on intensively managed land, though quality of ECA often inadequate.
Promotion of natural species diversity	2005	BLW (1999)	
No further species losses ( <i>Red List</i> ), spread of endangered species	2005	BLW (1999)	Only few endangered species on ecological compensation areas

<sup>1)</sup> does not include standard fruit trees

BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Concept Report. Berne, Swiss Federal Office for Agriculture.

Federal Chancellery, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Federal Chancellery, BBL V (02.046), 4721–5010.

BUWAL, 1998. Swiss Landscape Concept. Berne, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape / Swiss Federal Office for Spatial Development. Konzepte und Sachpläne Series (Art. 13 RPG).

cultural landscape and prevents potentially endangered species from becoming so rare that they attain the status of a red-listed species.

### Individual types of ECA, recommendations

Although the ECAs amounted to no more than 20 % of the UAA in the regions investigated, they contributed between 50 and 80 % to the overall diversity of the plant and arthropod species investigated. New species are added with each ECA type. The diversity of various habitats is necessary in order to preserve the diversity of the species in the agricultural landscape. We therefore recommend retaining the existing types of ECA, extending them with additional types if appropriate, and giving extra encouragement to those types which have so far only been rarely registered (e.g. hedgerows, flower strips, types 11 to 14: e.g. water ditches, ruderal areas).

#### **Extensively and less intensively managed meadows (types 1 and 4)**

The total area of these two ECA types amounts to 84'000 ha (72 % of all ECA surface area or 8 % of UAA in Switzerland). The *extensively managed meadows* (type 1) were more common (49'000 ha) than the *less intensively managed meadows* (35'000 ha). The composition of the vegetation of between 10 and 70 % of the 30'000 ha *extensively managed meadows* on the Swiss Central Plateau corresponded to traditional hay meadows (Frommental meadows), depending on the region. On average 29 % (14 to 63 %) met EQO quality criteria. Endangered plant species on the *Red List* were found on an average 7 % (5 to 11 %) of the *extensively managed meadows*, potentially endangered species on 18 % (9 to 42 %).

Of the 12'000 ha *less intensively managed meadows* (type 4) on the Central Plateau, 0 to 15 % corresponded to traditional hay or Frommental meadows, depending on the region.

On average 11 % (3 to 38 %) satisfied EQO quality criteria. Endangered plant species on the *Red List* were found on 3 % (0 to 14 %) of the *less intensively managed meadows*, potentially endangered species on 17 % (19 to 26 %).

On the Swiss Central Plateau one fifth of both meadow types satisfied EQO criteria. The species numbers of butterflies, spiders, ground beetles, bees and grasshoppers also recorded in the case studies were below the level observed on high quality Frommental meadows. Arthropod species, which are typical of traditional hay meadows and are of interest for conserving biodiversity, were unable to find a habitat on the majority of ECA meadows, mostly because the vegetation is too dense. Also, since ECAs are often located close to hedgerows and the margins of woods, meadow-nesting openland bird species scarcely benefit from the ECA meadows.

Even if the majority of ECA meadows on the Central Plateau are not up to the quality standards applied, they differ from the intensively managed meadows. Thus on the ECA meadows there were more, and more demanding, plant and arthropod species. In addition there was a statistically significant difference between the biotic communities of ECA and of reference meadows. Hedge and orchard birds benefit from *extensively managed meadows* near their habitats. Kestrels and long-eared owls preferred *extensively managed meadows* over temporary leys when searching for food. In arable areas the *extensively managed meadows* had a positive effect on common hares (though not in grassland dominated regions).

Vegetation records in the Alps (Northern Alps, Central Eastern Alps) showed that a high percentage of both the ECA meadows (*extensively and less intensively managed meadows*) and the intensive meadows corresponded to traditional mountain hay meadows (66 % of ECA meadows and 86 % of intensively used meadows). However only amongst the ECA meadows were there also wet meadow and unfertilized meadow types (25 % of the ECA meadows). The ECA meadows were richer in species than the intensive meadows (36 species per 25 m<sup>2</sup> compared to 21 species per 25 m<sup>2</sup>). The percentage of meadows meeting EQO criteria was significantly higher than on the Central Plateau (82 % of ECA meadows and 14 % of intensively used meadows), and a higher percentage contained endangered species (18 % and 4 % respectively). Moreover, in the alpine region ecological compensation makes a contribution to the continued extensive management of mountain meadows threatened by abandonment.

**There is a need to improve the quality of a large number of ECA meadows on the Central Plateau. The transition to result-oriented payments introduced by the EQO should be intensified. There should be an examination of whether and how requirements for the minimum quality of ECA meadows can be formulated. For extensification to have an effect on the vegetation, the meadows should be managed as ECAs in the long term. Selective management measures should also be facilitated for meadows of which the species composition would indicate a recovery potential.**

#### **Litter meadows (type 5)**

A total 7'000 ha of litter meadow are registered as ECAs. 2'500 ha of these are in the eastern Central Plateau. For the most part the plant populations correspond to the target vegetation; 82 % meet EQO requirements. Endangered plant species were found on 55 % of the area. The territories of two common species of nesting birds were associated with the litter meadows identified as ECAs. For three quarters of the ECA litter meadows there was at the same time an agreement under the Nature and Natural Habitat Protection Act.

**Most litter meadows are of high quality; support of this ECA type must continue.**

#### **Wild flower strips (type 7a)**

Altogether 2'400 ha of wild flower strips are mainly of importance to the fauna in arable regions. There was greater species diversity and in some cases also a greater abundance of

ground beetles, spiders and butterflies in wild flower strips than in the adjacent arable fields. The more demanding and specialised species of ground beetle and butterflies also benefited, even endangered butterfly species. In most of the regions studied the strips were too infrequent to have a measurable effect on nesting birds. However examples of project regions intensively upgraded with wild flower strips show that the populations of endangered bird species and also of common hares can successfully be encouraged by ecological compensation.

**Wild flower strips are an effective tool for the conservation and encouragement of biodiversity in arable landscapes. A higher percentage of wild flower strips in arable areas could enhance the positive effect on species diversity.**

### **Standard fruit trees (type 8)**

Since the middle of the last century 80 % of standard fruit trees of traditional orchards have been uprooted. Almost all the trees still extant appear on the Ecological Compensation Register (2.6 million). Only 12 % of the orchards on the Central Plateau meet EQO criteria, as the orchard's undergrowth is generally intensively used. Since the EQO came into force, however, ECA meadows are increasingly being specifically registered near orchards. This improves the ecological quality of the orchard, for example the garden redstart appears significantly more frequently in orchards with a neighbouring ECA. In the treetops we found spider species which played a valuable part in nature conservation. An overall assessment of orchards must take into account the positive aesthetic effect on landscape scenery which – together with the hedgerows – singles them out from other ECA types.

**The evaluation results are ambivalent as regards standard fruit trees. Due to the EQO there are signs of an improvement in their ecological quality. For the support of ecological compensation by the public at large, a contribution to landscape scenery is central. We therefore recommend not changing the incentives for standard fruit trees for the time being.**

### **Hedgerows (type 10)**

In Switzerland there are 36'000 ha of hedgerows and field copses, fewer than 10 % of which were registered as ECAs. The vegetation and structure of 44 % of the Central Plateau's ECA hedgerows meet EQO requirements – 30 % in the case of non-ECA hedgerows. The territories of hedgerow-nesting birds were more frequent in ECA hedgerows than in non-registered hedgerows. The presence of other ECAs in the immediate vicinity, especially of *extensively managed meadows* (type 1), also encouraged the population of the hedgerows by nesting birds. Hedgerows have a typical biotic community of arthropods, thereby showing the highest species diversity of the habitats investigated.

**Hedgerows make a key contribution to biodiversity in the agricultural landscape. We recommend setting the incentives so that more hedgerows are managed as ECAs and always include a herbaceous verge.**

## **Conclusions and outlook**

The results presented in this report allow an assessment of the effect of ECAs on biodiversity in the Central Plateau, and to some extent in part of the alpine region. However no evidence is available for the Ticino, Valais or Jura.

The overall result of the assessment is moderately positive. A measurable benefit for biodiversity has been achieved by ecological compensation. The measures are going in the right direction. However efforts must be intensified in order to attain the goals (Tab. 1), and particularly to promote endangered species. Agriculture alone cannot achieve this, joint efforts are required from agriculture and forestry, as well as nature conservation and regional development. At the same time the preservation and, if necessary, creation of nature

conservation areas merits special attention, even in intensively used agricultural landscapes. By interlinking these areas with ECAs the effect of both measures can be enhanced. Care must be taken to find sustainable solutions which on the one hand will improve the environmental situation in the long term, but on the other will also be socially compatible and economically efficient.

# 1 Einleitung

Felix Herzog und Philippe Jeanneret

Der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) durch die Landwirtschaftsbetriebe ist die Voraussetzung für den Bezug von Direktzahlungen. Im Rahmen des ÖLN werden ökologische Ausgleichsflächen ausgeschieden, um die Biodiversität im Agrarraum zu erhalten und zu fördern. Das Erreichen dieser Ziele wurde mittels Evaluationsprojekten überprüft. Der Schwerpunkt der Studie lag im Schweizerischen Mittelland. In einer breit angelegten Untersuchung wurde die Vegetation der ökologischen Ausgleichsflächen beurteilt und die Populationsentwicklung ausgewählter Brutvögel untersucht. In Fallstudien wurde zudem die Artenvielfalt von mehreren Arthropodengruppen erhoben. Zusätzlich wurden Arbeiten zum Feldhasen und Untersuchungen im Berggebiet integriert.

Die Intensivierung und fortschreitende Mechanisierung der landwirtschaftlichen Produktion seit der Mitte des letzten Jahrhunderts führte zu einer massiven Steigerung von Produktion und Produktivität der Landwirtschaft. Dies erlaubte eine sichere Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln zu – im Vergleich mit anderen Konsumgütern – immer tieferen Preisen. Dieser Fortschritt hatte jedoch auch negative Auswirkungen: Die Ausgaben der öffentlichen Hand für die Unterstützung des Landwirtschaftssektors stiegen an; gleichzeitig wurde die Umwelt zunehmend belastet.

Mitte der 1980er Jahre setzte deshalb ein Prozess der Reformierung der Agrarpolitik ein. 1993 führte der Bund ökologische Direktzahlungen ein (Bundesblatt 1992) und schuf Anreize zur Integrierten Produktion (IP). Parallel dazu gewann der biologische Landbau an Bedeutung. Mit der Volksabstimmung von 1996 über den Landwirtschaftsartikel der Verfassung wurde der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) in der Bundesverfassung verankert. Im revidierten Landwirtschaftsgesetz (Bundesversammlung 1998) wurde die Erbringung des ÖLN für alle Betriebe zur Voraussetzung für jegliche (nicht nur ökologische) Direktzahlungen (Bundesrat 1998a). Die Beteiligung der Landwirte am ökologischen Ausgleich nahm laufend zu. Heute werden 97 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz nach den Regeln des ÖLN oder sogar biologisch bewirtschaftet (Abb. 1). Die verbleibenden drei Prozent sind mehrheitlich aus formalen Gründen (z.B. Besitz- und Einkommensverhältnisse) vom Bezug von Direktzahlungen ausgeschlossen, und die Betriebe sind dementsprechend auch nicht verpflichtet, den ÖLN zu erbringen.

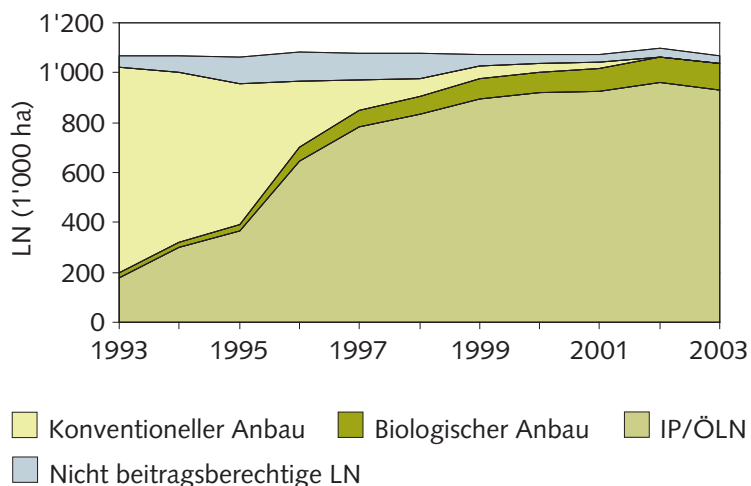


Abbildung 1: Entwicklung der nach den Richtlinien der Integrierten Produktion (IP) bzw. des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN, seit 1999) und des biologischen Landbaus bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) (Quelle: BLW 2004).

## Agrarökologische Ziele für Biodiversität

Der ÖLN soll die Artenvielfalt im Agrarraum in erster Linie durch die Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) fördern (z.B. Broggi und Schlegel 1989). Die entsprechenden Ziele sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Ob die Ziele erreicht wurden, wurde im Jahr 2005 überprüft. Als Referenzzeitraum wurden die Jahre vor der Einführung von ökologischen Direktzahlungen festgelegt (1990–92).

Felix Herzog und  
Philippe Jeanneret,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich



Die ersten beiden Ziele beziehen sich in erster Linie auf die Menge an öAF, welche bis 2005 erreicht werden soll. Sie wurden im Bundesblatt veröffentlicht und stellen somit Ziele des Bundesrates dar. Das dritte Ziel (65'000 ha öAF guter Qualität im Talgebiet) wurde ebenfalls vom Bundesrat als Grundlage nach Art. 13 des Bundesgesetzes über die Raumplanung zur Kenntnis genommen. Im Gegensatz zu den ersten beiden Zielen ist es nicht genau terminiert; die angestrebten 65'000 ha sind aber «in absehbarer Zeit» zu erreichen. Dafür kommt, in Ergänzung des zweiten Zieles, die Forderung hinzu, dass die öAF «qualitativ hochwertig» sein sollen. Ausserdem wird präzisiert, dass mit öAF die einheimische Artenvielfalt gefördert werden soll (Ziel 4). Die Förderung der Artenvielfalt, die Vermeidung der Artenverluste und deren Wiederausbreitung sind ebenfalls Gegenstand der Ziele 5 und 6, welche sich das Bundesamt für Landwirtschaft bei der Konzipierung der Evaluationsprojekte für die Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme gesetzt hat.

**Tabelle 1. Agrarökologische Ziele im Bereich Biodiversität. Referenzzeitraum sind die Jahre 1990–92**

Ziel	Ziel- erreichung	Referenz	Kapitel
1. 10 % der gesamtschweizerischen Landwirtschaftlichen Nutzfläche sind ökologische Ausgleichsflächen, d.h. 108'000 ha <sup>1)</sup>	2005	Bundesblatt (2002)	3
2. 65'000 ha ökologische Ausgleichsflächen im Talgebiet <sup>1)</sup>	2005	Bundesblatt (2002)	3
3. Im Talgebiet sollen in absehbarer Zeit 65'000 ha Landwirtschaftliche Nutzfläche als qualitativ wertvolle ökologische Ausgleichsflächen bewirtschaftet werden.		BUWAL (1998)	5-8, 10
4. Damit wird die Erhaltung der heimischen Artenvielfalt gefördert.		BUWAL (1998)	5-10
5. Förderung der natürlichen Artenvielfalt	2005	BLW (1999)	5-10
6. Keine weiteren Artenverluste ( <i>Rote Liste</i> ), Wiederausbreitung bedrohter Arten	2005	BLW (1999)	5-10

<sup>1)</sup> Hochstamm-Feldobstbäume sind darin nicht enthalten

## Massnahmen

Der ÖLN umfasst mehrere Massnahmen (Bundesrat 1998a). Die wichtigste Massnahme für die Artenvielfalt ist die Bedingung, dass jeder Landwirt 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Betriebes (3,5 % bei Spezialkulturen) als öAF auszuweisen hat. Sie können dabei frei aus einem Katalog von 17 verschiedenen Typen von öAF wählen (Kapitel 3). Doch auch die anderen Massnahmen des ÖLN haben einen potenziellen Einfluss auf die Biodiversität:

- Ausgeglichene Nährstoffbilanz: Diese hat zu einer Reduktion des Stickstoff- und Phosphoreinsatzes geführt (Herzog und Richner 2005). Eine reduzierte Eutrophierung hat einen positiven Effekt auf die Artenvielfalt (Jeangros 2002).
- Geregelte Fruchtfolge: Eine höhere Diversität an Kulturen führt zu einer höheren Artenvielfalt (Schweiger *et al.* 2005).
- Geeigneter Bodenschutz: Eine vermehrte Bodenbedeckung im Winter bietet Refugien und Überwinterungsmöglichkeiten für Arthropoden (Piffner und Luka 2000).
- Tiergerechte Haltung der Nutztiere: Damit werden Anliegen des Tierwohls Rechnung getragen, indem unter anderem der Auslauf gefördert wird. Zu intensive Beweidung kann jedoch die Artenvielfalt auf den betroffenen Flächen negativ beeinflussen (Rook und Tallwin 2003).

## Auftrag und Projektstruktur der Evaluation

Mitte der 1990er Jahre lancierte das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) mit Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Evaluationsprojekte, um die Wirkung der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme zu überprüfen (Bötsch 1998, BLW 1999, Forni *et al.* 1999). Der Auftrag der Evaluation war die Wirkungskontrolle der Direktzahlungsverordnung DZV (Bundesrat 1998a) – im Zusammenhang mit der Biodiversität insbesondere der öAF. Es handelt sich nicht um eine umfassende Politikevaluation, etwa im Sinn von Bussmann *et al.* (1997); vielmehr wurde der Schwerpunkt vom Auftraggeber auf die Umsetzungs- und Wirkungskontrolle gelegt (BLW 1999). Dementsprechend fehlen Informationen zur Umsetzung der DZV durch die Verwaltung (Zusammenspiel zwischen Bund und Kantonen) und durch die Praxis (Zusammenspiel zwischen Kantonen, landwirtschaftlicher Beratung, Bauern, Kontrollen). Unser Auftrag war, die Wirkungen des ökologischen Ausgleichs, so wie er momentan umgesetzt wird, auf die Biodiversität zu erfassen.

Seit 1998 ist die periodische Evaluation der ökologischen Leistungen der Landwirtschaftsbetriebe und der Auswirkungen auf die natürlichen Lebensgrundlagen in der Nachhaltigkeitsverordnung verankert (Bundesrat 1998b). Ebenfalls evaluiert wurden und werden die Bereiche Stickstoff und Phosphor (Herzog und Richner 2005), Pflanzenschutzmittel, Tierwohl und Wirtschaftlichkeit.

Das BLW ist verantwortlich für die Erfassung der landwirtschaftlichen Betriebe, die sich an den ökologischen Bundesprogrammen wie der Integrierten Produktion (bis 1998) beziehungsweise des ÖLN beteiligen. Die Wirkungskontrolle dieser Programme erfolgte unter der Projektleitung der FAL. Die Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit Agroscope RAC, der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), dem Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), dem Service Romand pour la Vulgarisation Agricole (SRVA) und der Schweizerischen Vogelwarte Sempach durchgeführt.

Das Evaluationsprojekt (Evalu) bestand aus folgenden Teilprojekten (Abb. 2):

- Ein Monitoringprojekt im Schweizerischen Mittelland der FAL und der Vogelwarte Sempach, welches sich auf öAF, Vegetation und Brutvögel beschränkte (Kapitel 4, 5 und 7).
- Drei Fallstudien in den Regionen Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ruswil/Buttisholz und Rafzerfeld, an welchen alle Partner mitgearbeitet haben und in denen zusätzlich vier Arthropodengruppen untersucht wurden (Kapitel 6).

Zu diesem ursprünglichen Evaluationsauftrag kamen seit 2000 weitere Projekte hinzu, welche eine teilweise Ausdehnung ins Berggebiet und auf weitere Indikatorengruppen ermöglichten (Abb. 2):

- «Rapid Biodiversity Assessment» der WSL (Kapitel 6.6).
- Feldhasenmonitoring in der Schweiz: Die Weiterführung eines Projektes der Schweizerischen Vogelwarte Sempach (Pfister *et al.* 2002) im Auftrag des BUWAL und des BLW mit einer zusätzlichen Ausrichtung auf die Auswirkungen der öAF, in Anlehnung an das Monitoring im Mittelland (Kapitel 8).



Abbildung 2: Projekte und Partnerinstitutionen, welche zur Erfolgskontrolle des ökologischen Leistungsnachweises im Bereich Biodiversität beitragen.

- Biologische Vielfalt von Grasland im Berggebiet: Ein Projekt der FAL im Rahmen des «Nationalen Forschungsprogramms NFP48» (Kapitel 9).
- Gezielter Paarvergleich von öAF und intensiv bewirtschafteten Wiesen in drei Fallstudienregionen: Ein Beitrag der FAL an das europäische Projekt «Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes» (EASY, Kapitel 10).

Um die Wirkung der Ökomassnahmen auch aus anderen Blickwinkeln beurteilen zu können, wurden Beiträge zur Einordnung des ÖLN in vergleichbare Programme anderer europäischer Länder (Kapitel 11) und die Beurteilung der Wirkung der öAF auf das Landschaftsbild (Kapitel 12) integriert.

Die Evaluationsprojekte sind klar von der Kontrolle der Einhaltung der Vorschriften auf den Landwirtschaftsbetrieben zu unterscheiden, dies war nicht Teil des Auftrags. Solche Kontrollen werden durch die Kantone unter Aufsicht des Bundes durchgeführt.

### Aussagekraft und Grenzen der Evaluation

Der vorliegende Bericht stellt eine Zusammenfassung der Anfang 2005 vorliegenden Arbeiten und Erkenntnisse zur Wirkung des ökologischen Ausgleichs auf die Biodiversität dar. Er basiert auf dem Evaluationsprojekt des Bundes und den oben erwähnten zusätzlichen Untersuchungen. Um deren Aussagekraft beurteilen zu können, müssen jedoch folgende Einschränkungen gemacht werden:

- Der Evaluationsauftrag wurde 1995 erteilt. 1997 wurden die ersten Erhebungen in den Fallstudiengebieten durchgeführt. Ökologische Ausgleichsflächen gibt es jedoch bereits seit 1993. Im Jahr 1997 waren es bereits 85'000 ha. Der Ausgangszustand vor der Einführung von öAF konnte deshalb nicht mehr erhoben werden. Eine Literaturstudie von Günter *et al.* (2002) zeigte, dass dieser Mangel nachträglich nicht behoben werden kann, da zuwenig quantitative und repräsentative Informationen über den Status der Biodiversität in der Agrarlandschaft der 1980er Jahre vorliegen.
- Aus Kapazitätsgründen war die Evaluation ursprünglich auf das Schweizerische Mittelland beschränkt. Die Ergebnisse des im Rahmen des NFP48 durchgeführten Projekts erlauben gewisse Aussagen auch für die Nordalpen und die östlichen Zentralalpen. Für die westlichen Zentralalpen (Wallis), die Südalpen (Tessin), die Voralpen und den Jura sind keine entsprechenden Informationen verfügbar.
- Die Evaluationsprojekte beschränkten sich auf öAF als das wichtigste Instrument des ÖLN für die Förderung der Biodiversität. Weitere Einflussfaktoren wie Düngungsniveau und Fruchtfolge wurden nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht evaluiert wurden weitere Massnahmen wie der biologische Landbau und der extensive Anbau von Getreide und Raps (EXTENSO), welche auch einen Einfluss auf die Artenvielfalt haben.
- Die Wirkung der erst später in Kraft getretenen Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) wurde nicht evaluiert.

Weil die Evaluationsprojekte erst eingesetzt haben, nachdem es bereits eine beträchtliche Menge an öAF gab, kann der Erfolg der ökologischen Direktzahlungen nicht durch einen einfachen Vergleich «Vorher – Nachher» beurteilt werden. Vielmehr musste auf drei andere Beurteilungskriterien zurückgegriffen werden:

- Relativer Vergleich: Die Biodiversität von öAF wird mit der Biodiversität von Referenzflächen mit uneingeschränkter Nutzung verglichen. Das Programm wird als erfolgreich beurteilt, wenn die biologische Vielfalt von öAF höher ist als auf den Referenzflächen (Ziele 3 bis 5, Tab. 1).
- Normativer Vergleich: Die ökologische Qualität der öAF wird mit Richtwerten aus der Literatur und aus der Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) verglichen. Das Pro-

**Tabelle 2. Indikatorgruppen für biologische Vielfalt und deren Aussagekraft**

Indikator(gruppe)	Aussagekraft	Referenzen
Gefässpflanzen	Bestimmen die Habitatstruktur. Sie sind gleichzeitig Nahrungsgrundlage für pflanzenfressende Tiere und Lebensraum für viele Tierarten. Starke Indikatorfunktion des natürlichen Zustandes und des menschlichen Einflusses. Starke Korrelation mit faunistischen Indikatoren.	Ellenberg (1996), Duelli und Obrist (1998), Waldhardt und Otte (2003)
Spinnen (Araneae)	Sehr guter Indikator, denn die Arten erscheinen in grosser Zahl in allen Biotopen und in allen Schichten (Boden bis Baumkrone). Sie sind spezifisch und empfindlich gegenüber Veränderungen. Als ausschliessliche Räuber spielen sie eine wichtige Rolle bei der Bekämpfung von Getreideschädlingen.	Luczak (1979), Hatley und Macmahon (1980), Marc <i>et al.</i> (1999), Nyffeler und Sunderland (2003)
Laufkäfer (Carabidae)	Kommen sehr arten- und individuenreich in allen Lebensräumen vor und besitzen eine differenzierte Lebensraumbindung, reagieren empfindlich auf Veränderungen und eignen sich deshalb als Bioindikatoren. Einzelne Arten/-gruppen spielen in der Schädlingskontrolle eine wichtige Rolle.	Finck <i>et al.</i> (1992), Marggi (1992), Luka (1996)
Tagfalter (Rhopalocera)	Reagieren stark auf Veränderungen der Bewirtschaftung und werden daher oft für ein Umweltmonitoring und bei Massnahmen zum Schutz der Umwelt beigezogen. Reagieren stark auf die Extensivierung und die Strukturierung einer Landschaft (Verteilung und Verbindung der Elemente) sowie die floristische Zusammensetzung der Umwelt.	Pollard (1991), Hermann (1992)
Heuschrecken (Orthoptera)	Sind empfindlich gegenüber grundlegenden ökologischen Faktoren (Feuchtigkeit, Temperatur) machen sie zu bevorzugten Indikatoren zur Beurteilung des Umweltzustandes insbesondere in Wiesenökosystemen. Sie sind ebenfalls empfänglich für den Grad der Vernetzung der Landschaftselemente.	van Wingerden <i>et al.</i> (1992), Ingrisch und Köhler (1998)
Wildbienen (Apoidea)	Sind gute Indikatoren für die Habitatsdiversität in der Landschaft, da entsprechende Umweltbedingungen sowohl für den Ort ihres Nestes als auch zur Nahrungsbeschaffung (Blumen) vorhanden sein müssen. Sie sind extrem spezialisiert bezüglich der Auswahl ihrer Ressourcen.	Müller (1996), Wcislo und Cane (1996), Westrich (1996)
Arthropoden (RBA)	Lineares Korrelat zur Artenzahl der Arthropoden; Indikator für ökologische Resilienz.	Duelli und Obrist (2003)
Brutvögel (Aves)	Vögel zeigen den Zustand der Landschaft, weniger der einzelnen Ökofläche. Die Ansprüche der einzelnen Arten an ihren Lebensraum sind stark differenziert und erlauben so eine differenzierte Interpretation.	Furness und Greenwood (1993), Pfister und Birrer (1997)
Feldhase ( <i>Lepus capensis L.</i> )	Das einzige Säugetier in der Untersuchung. Zwar mit moderaten Ansprüchen an den Lebensraum (Nahrung, Schutz, Jungenaufzucht), diese müssen ihm aber ganzjährig zusagen. Hohes Fortpflanzungspotenzial: Bei guten Bedingungen ist eine rasche Zunahme der Bestände möglich. Der Feldhase ist eine sogenannte «Flagship species».	Pfister <i>et al.</i> (2002)

gramm wird als erfolgreich beurteilt, wenn diese Richtwerte erreicht werden (Ziele 3 bis 5, Tab. 1).

- Vorkommen gefährdeter Arten in öAF, um das Ziel 6 (Tab. 1) beurteilen zu können.

Das Erreichen der Umsetzungsziele 1 und 2 (Tab. 1) wird aufgrund der statistischen Erhebungen des BLW beurteilt.

## Biodiversitätsindikatoren und ökologische Grundlagen der Evaluation

Da es unmöglich ist, die gesamte Biodiversität zu messen, wurde in allen Projekten mit Indikator-Organismen(-gruppen) gearbeitet (Gonseth und Mulhauser 2000). In allen Projekten wurden Gefässpflanzen kartiert. Je nach Projekt kamen unterschiedliche faunistische Gruppen hinzu (Tab. 2).

Die Biodiversitätsindikatoren müssen in Abhängigkeit von der Zielsetzungen der Studie gewählt werden (Noss 1990). Im Falle des Evaluationsprojektes mussten die Indikatoren eine Beurteilung der Auswirkungen der öAF und deren Bewirtschaftung auf der Ebene der Parzelle und im Kontext der Landschaft ermöglichen, da die Biodiversität in landwirtschaftlich genutzten Gebieten sowohl durch lokale Faktoren (z.B. Bewirtschaftungsart) als auch durch die Landschaft (z.B. Anteil halbnatürlicher Habitats) beeinflusst wird (Burel und Baudry 1995). Außerdem mussten die ausgewählten Indikatoren die globale Vielfalt aller Organismen optimal repräsentieren. Deshalb wurden die Indikatoren mit Hilfe eines Kriterienmusters ausgewählt, welches die Bindung der Organismen an öAF sowie deren Anwesenheit und Bedeutung im landwirtschaftlich genutzten Gebiet berücksichtigt (Jeanneret *et al.* 1996). Auch allgemeine Kriterien wie die Verteilung der Arten und der Lebensräume sowie die Stellung der Arten in der Nahrungskette (Pearson 1995, Stork und Samways 1995) wurden einbezogen. Dennoch bestehen Defizite bei den Destruenten und den im Boden oder Wasser lebenden Organismen.

## Aufbau des Berichtes

Dieser Bericht gibt einen Überblick über den Stand der Evaluation der Ökomassnahmen im Bereich Biodiversität. Im Teil I wird die Bedeutung und Entwicklung der Biodiversität im Agrarraum diskutiert (Kapitel 2) sowie die Entwicklung der öAF seit ihrer Einführung dargestellt (Kapitel 3). Teil II umfasst die wesentlichen Ergebnisse der Evaluationsprogramme im Mittelland (Kapitel 4 bis 8). Im Teil III fliessen Informationen aus weiteren Projekten und aus dem Berggebiet ein (Kapitel 8 bis 12). Das abschliessende Kapitel 13 enthält Fazit, Ausblick und Empfehlungen.

Über das Evaluationsprojekt wurde regelmässig Bericht erstattet. Die bisher entstandenen Publikationen sind im Anhang aufgeführt. Über zukünftige vertiefte Analysen informiert die Homepage der Agroscope FAL Reckenholz ([www.reckenholz.ch/Evalu-CH](http://www.reckenholz.ch/Evalu-CH)).

### Literatur

- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2004. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Bötsch M., 1998. Das Agrar-Umweltprogramm der Schweiz. Mainz, Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz. Schriftenreihe 6, 25-43.
- Broggi M.F. und Schlegel H., 1989. Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Bericht 31 des Nationalen Forschungsprogramms 'Boden', Liebefeld-Bern.
- Bundesblatt, 1992. Botschaft zur Änderung des Landwirtschaftsgesetzes vom 27. Januar 1992. Bundeskanzlei, BBL II (92.010), 1-132.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721-5010.



- Bundesrat, 1998a. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 1998b. Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. SR 919.118.
- Bundesrat, 2001. Verordnung über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Bundesversammlung, 1998. Bundesgesetz über die Landwirtschaft. SR 910.1.
- Burel F. und Baudry J., 1995. Species biodiversity in changing agriculture landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, 193-200.
- Bussmann W., Klöti U. und Knoepfel P., 1997. Einführung in die Politikevaluation. Basel, Helbling & Lichtenhahn.
- BUWAL, 1998. Landschaftskonzept Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung, Bern. Reihe Konzepte und Sachpläne (Art. 13 RPG).
- Duelli P. und Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297-309.
- Duelli P. und Obrist M., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitats. *Basic and Applied Ecology* 4, 129-138.
- Ellenberg H., 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage, Ulmer. 1095 S.
- Finck P., Hammer D., Klein M., Kohl A., Riecken U. *et al.*, 1992. Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgrossojekte des Bundes. *Natur und Landschaft* 67, 329-400.
- Forni D., Gujer H.U. und Nyffenegger L., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. *Agrarforschung* 6 (3), 107-110.
- Furness R.W. und Greenwood J.J.D., 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London.
- Gonseth Y. und Mulhauser G., 2000. Bioindikation und ökologische Ausgleichsflächen. *Natur und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt* 261. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. und Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL.
- Hatley C.L. und Macmahon J.A., 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9, 632-639.
- Hermann G., 1992. Tagfalter und Widderchen: Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: Trautner J. (Hrsg.), *Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*. Margraf Verlag. 219-238.
- Herzog F. und Richner W., 2005. Wirkung des ökologischen Leistungsnachweises auf Stickstoff- und Phosphorflüsse in der Schweizerischen Landwirtschaft. Zürich, Schriftenreihe der FAL Nr. 57.
- Ingrisch S. und Köhler G., 1998. *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Magdeburg, Westarp Wissenschaften. 460 S.
- Jeanros B., 2002. Evolution de la diversité botanique d'une prairie permanente intensive du Bassin lémanique après suppression de la fumure. *Schriftenreihe der FAL* 39, 53-60.
- Jeanneret P., Bigler F. und Lips A., 1996. Evaluation des mesures d'écologie dans l'agriculture. Module 21 Biodiversité. Agroscope FAL, rapport interne. 9 S.
- Luczak J., 1979. Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 5 (1), 151-200.
- Luka H., 1996. Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *Agrarforschung* 3 (1), 33-36.
- Marc P., Canard A. und Ysnel F., 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 229-273.
- Marggi W.A., 1992. *Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae und Carabidae)*. Documenta Faunistica Helvetiae 13, Teil 1/Text. Neuchâtel. 477 S.
- Müller A., 1996. Host-plant specialization in western palearctic anthidiine bees (Hymenoptera: Apoidea: Megachilidae). *Ecological Monographs* 66, 235-257.
- Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-363.
- Nyffeler M. und Sunderland K.D., 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 579-612.
- Pearson D.L., 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. In: Hawksworth D.L. (Hrsg.), *Biodiversity, measurement and estimation*, Chapman & Hall. 75-79.
- Pfiffner L. und Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 215-222.

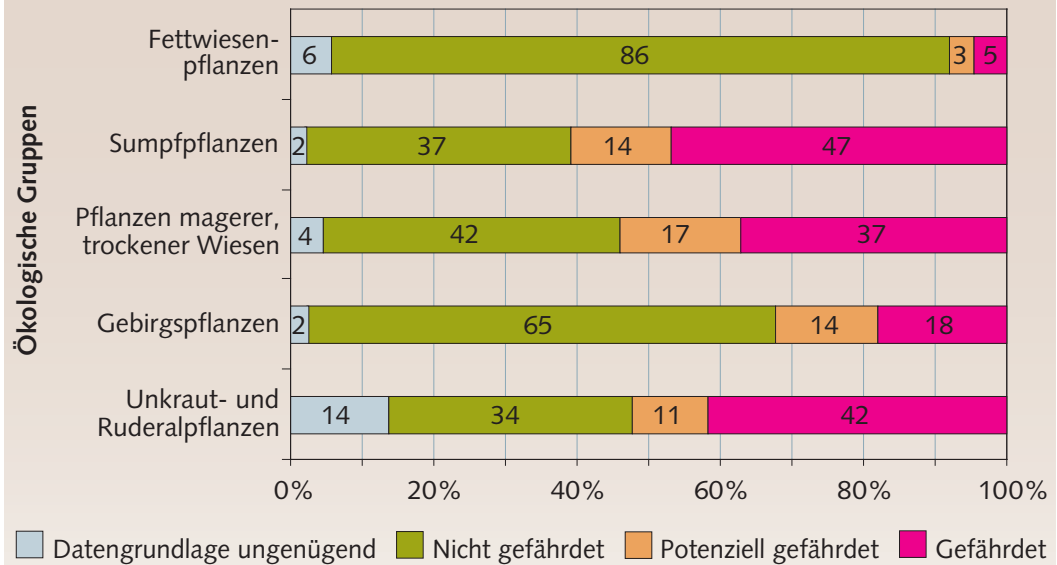


- Pfister H.P. und Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern 35, 173-193.
- Pfister H.P., Kohli L., Kästli P. und Birrer S., 2002. Feldhase. Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt. Wildtiere. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern.
- Pollard E., 1991. Monitoring butterfly numbers. In: Goldsmith F.B. (Hrsg.), Monitoring for conservation and ecology. Chapman & Hall. 87-111.
- Rook A.J. und Tallowin J.R.B., 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. Animal Research 52, 181-189.
- Schweiger O., Maelfait J.P., van Wingerden W. *et al.*, 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organisational levels and spatial scales. Journal of Applied Ecology. In press.
- Stork N.E. und Samways M.J., 1995. Inventorying and monitoring of biodiversity. In: Heywood V.H. und Watson R.T. (Hrsg.), Global biodiversity assessment. UNEP, Cambridge University Press. 453-544.
- van Wingerden W.K.R.E., van Kreveld A.R. und Bongers W., 1992. Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. Journal of Applied Entomology 113, 138-152.
- Waldhardt R. und Otte A., 2003. Indicators of plant species and community diversity in grasslands. Agriculture, Ecosystems and Environment 98, 339-351.
- Wcislo W.T. und Cane J.H., 1996. Floral resource utilization by solitary bees (Hymenoptera: Apoidea) and exploitation of their stored food by natural enemies. Annual Review of Entomology 41, 257-286.
- Westrich P., 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In: Matheson A., Buchmann S.L., O'Toole C., Westrich P. und Williams I.H. (Hrsg.), The conservation of bees, Academic Press, London. 1-16.



**Teil I  
Biodiversität und  
ökologische Ausgleichsflächen**

Abbildung 1:  
Verteilung der  
Pflanzen-Taxa  
der Schweiz nach  
Gefährdungskate-  
gorien in fünf öko-  
logischen Gruppen  
in der landwirtschaftli-  
chen Nutzfläche nach  
Landolt (1991).



## 2 Artenvielfalt in der Landwirtschaft: Verlust und Wert

Thomas Walter, Serge Buholzer, Andrea Kühne und Karin Schneider

**Welche Bedeutung hat die Landwirtschaft für die Artenvielfalt? Wie hat sich die Artenvielfalt entwickelt? Die Frage nach dem Nutzen von Artenvielfalt oder bestimmten Artengemeinschaften stellt sich heute jeder Bewirtschafter, wenn er im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises in der Landwirtschaft mit Bewirtschaftungsvorschriften konfrontiert wird. Im Folgenden wird auf diese Fragen eingegangen.**

Menschliche Einwirkungen beeinflussen und gestalten seit 6'000 Jahren massgeblich die natürliche Vegetation Mitteleuropas. Die hauptsächlich aus Laubmischwald bestehende Vegetationsdecke wurde durch Rodungen aufgebrochen und durch Weidenutzung aufgelichtet, wodurch Raum für Landwirtschaft und Siedlungen entstand. Die Aufrechterhaltung offener Flächen zur Weidenutzung und für den Ackerbau ermöglichte zahlreichen Tier- und Pflanzenarten, sich neu anzusiedeln. In der Folge entstanden vielfältige Strukturen und neue Lebensräume. Landolt (1991) stellt fest, dass von den in der Schweiz vorkommenden 2'700 Gefässpflanzen etwa 700 Arten (25 %) nur vorhanden sind, weil der Mensch ihnen geeignete Lebensräume schuf. Im schweizerischen Mittelland liegt der Anteil der heimischen Flora an der natürlichen Vegetation sogar unter 50 %.

Wiesen und Rasen existierten vor dem menschlichen Eingreifen nur oberhalb der Baumgrenze, in Lawinenbahnen, auf stark bewegten Geröllhalden, in Bereichen mit dauernd hohem Wasserstand sowie auf feinerdearmen Felsen. Die landwirtschaftliche Nutzung ermöglichte es lichtbedürftigen Arten aus Wäldern (z.B. Fiederzwenke, Wiesenkerbel, Kohldistel), Waldlichtungen (z.B. Löwenzahn, Ampferarten, Kratzdisteln), aus natürlich waldfreien Standorten wie Mooren, Ufern und Alpenmatten (z.B. Seggen, Binsen, Bärenklau, Knäulgras, aufrechte Trespe) sowie aus den waldfreien Steppen mediterraner Grasheiden

Thomas Walter,  
Serge Buholzer,  
Andrea Kühne und  
Karin Schneider,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

(z.B. Federgräser, Herbstzeitlose, Enzianarten) in die offenen Flächen einzuwandern und zu neuen Lebensgemeinschaften zusammenzutreten (Ellenberg 1996). Erst in neuerer Zeit sorgte der Mensch durch Einsaat bewusst für die Ausbreitung bestimmter Arten. Das «Französische Raigras» wurde zum Beispiel im Mittelalter eingeführt (Körber-Grohne 1993).

Mit der Entwicklung des Ackerbaus gelangten – meist zusammen mit den Kulturpflanzen – die Arten der Ackerbegleitflora aus den alten Kulturgebieten des mediterranen und vorderasiatischen Raumes nach Mitteleuropa. Arten wie das Adonisröschen und der Ackerrittersporn fanden in den Getreideäckern ideale Standortbedingung. Die Unkräuter der Garten- und Hackfruchtkulturen stammten dagegen meist von den heimischen Flussufern und aus nährstoffreichen Sumpflandschaften (z.B. Vogelmiere, Einjähriges Rispengras, Gänsefuss). Diese Entwicklung zu einer grossen Biotop- und Artenvielfalt erreichte in der vorindustriellen Zwei- und Dreifelderwirtschaft ihren Höhepunkt (Ellenberg 1996).

Durch die immer stärker werdende Intensivierung, die nach dem 2. Weltkrieg begann, wurde die Artenvielfalt, die durch die Landwirtschaft einst gewonnen wurde, wieder dezimiert. Hohe Düngergaben und ein grosser Pestizideinsatz bedrohten den Lebensraum vieler Pflanzen-Taxa. Monokulturen begannen vorzuherrschen und die Landschaft wurde vereinheitlicht. Es verblieben wenige *extensiv genutzte Wiesen* und Weiden, Waldwiesen, Moore und brachliegende Felder. Flächen, deren Ertragsfähigkeit stark eingeschränkt war, wurden melioriert, oder die Nutzung wurde eingestellt. Die Aufgabe der Nutzung führte mit der Zeit zur Verbuschung dieser Flächen, was meist ein Verlust an Artenvielfalt nach sich zog. Strukturen wie gestufte Waldränder, extensiv genutzte Wegränder, Lesesteinhaufen, Trockensteinmauern und Feldgehölze verschwanden allmählich aus der Kulturlandschaft (Landolt 1991). Durch die Saatgutreinigung und die häufige Anwendung von Herbiziden wurden viele Ackerbegleitkräuter in ihrem Bestand bedroht. Mit der Einführung des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz 1966 und den folgenden Verordnungen wird nun versucht, dem Schwinden der Natur- und Kulturwerte und damit auch der Artenvielfalt auf gesetzlicher Ebene entgegenzuwirken. Der Vollzug dieser Gesetzgebung bereitet jedoch vielerorts Mühe. Die neue Landwirtschaftspolitik und die Einführung des ökologischen Ausgleiches in der Landwirtschaft haben zum Ziel, den Artenrückgang zu stoppen und sogar die Wiederausbreitung gefährdeter Arten zu ermöglichen (Kap. 1, Tab. 1).

## Bedeutung der Landwirtschaft für die Flora und Fauna

### Flora

Die wichtigste Ursache für den Artenschwund ist die Zerstörung des Lebensraums. Mit den enormen Veränderungen durch Meliorationen und Intensivierungsschübe in den vergangenen Jahrzehnten sind in der Landwirtschaft unzählige Lebensräume für Pflanzen verloren gegangen. Hinzu kommt die grosse Flächenwirksamkeit, was den Einfluss der Landwirtschaft auf den Artenrückgang verstärkt. Korneck und Sukopp (1988) weisen der Landwirtschaft die grösste Schuld für den Artenschwund in Deutschland zu. Allerdings ist die Landwirtschaft nicht allein für den Rückgang der Biodiversität verantwortlich; auch die Forstwirtschaft, der Tourismus und die Freizeitgestaltung, der Siedlungsbau, das Gewerbe, die Industrie und der Verkehr haben einen Beitrag zum Niedergang der Artenvielfalt geleistet. Diese Beurteilung kann für die Schweiz übernommen werden.

Die *Rote Liste* der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz (Moser *et al.* 2002) zählt insgesamt 3'144 Pflanzen-Taxa für die Schweiz. Davon gelten 990 oder 31,5 % als gefährdet. Kriterien für die Einstufung in die Gefährdungskategorien sind die Abnahme des Bestandes, geringe geographische Verbreitung und ungenügende Populationsgrösse. Wie viele Pflanzenarten oder Taxa insgesamt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen der Schweiz vorkommen, lässt sich aus der vorhandenen Literatur nur grob ableiten. Landolt (1991) ordnet die Pflanzen acht ökologischen Gruppen zu. Fünf dieser acht Gruppen kön-



nen zumindest anteilig oder sogar vorwiegend der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) zugeordnet werden (Abb. 1).

Die artenreichste ökologische Gruppe bilden die Unkraut- und Ruderalpflanzen. In dieser Gruppe sind 42 % der Pflanzen-Taxa gefährdet (Abb. 1). Viele dieser Arten haben ihr Verbreitungsoptimum ausserhalb der Schweiz; die Äcker und Rebberge sind für sie nur Sekundärhabitats.

Vom Artenschwund stark betroffen sind auch Sumpfpflanzen und Pflanzen magerer (trockener oder wechsellückiger) Wiesen. 90 % der Trockenwiesen und -weiden sind in den letzten 150 Jahren verloren gegangen (Eggenberg *et al.* 2001); in diesem Lebensraum sind 37 % der Pflanzenarten gefährdet. Bei den Mooren und Nasswiesen gingen 90 % der Flächen verloren (Grünig 1994); hier gelten 47 % der Arten als gefährdet.

Von den Arten der Fettwiesen werden von den 86 in der Schweiz vorkommenden Arten (im Mittelland: 72 Arten) 4 (bzw. 5) als *Rote Liste*-Arten und 3 (bzw. 4) als potenziell gefährdete Arten bezeichnet. Die Angaben zu den anderen ökologischen Gruppen, wie Waldpflanzen, Pionierpflanzen niedriger Lagen und Wasserpflanzen können nur teilweise oder gar nicht mit der landwirtschaftlichen Nutzung in Bezug gesetzt werden. Hier wäre eine genauere Analyse erforderlich.

Die Bedeutung der Landwirtschaft und ihre Verantwortung für die Erhaltung und Förderung der Pflanzenarten-Vielfalt in der Schweiz werden durch diese Zahlen eindrücklich belegt.

### **Fauna**

Für die Schweiz sind bisher etwa 26'000 Tierarten beschrieben worden. Die Zahl der tatsächlich vorkommenden Arten wird auf etwa 41'000 geschätzt (Baur *et al.* 2004). Viele dieser Arten nutzen das offene Kulturland. Unter den 195 Brutvogelarten können 99 als Kulturlandarten im weiteren Sinne bezeichnet werden, wobei für 42 Arten das Kulturland den Hauptlebensraum darstellt (Kohli und Birrer 2003). Während 57 Arten des Kulturlands von der Qualität des Lebensraums profitieren, sind 42 Arten entweder existenziell auf hohe ökologische Qualität des offenen oder halboffenen Kulturlandes angewiesen oder haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in solchen Räumen. Bei den Tagfaltern und Heuschrecken nutzen über 80 % der Arten Grasland (Schneider und Walter 2001). Über 50 % der Tagfalter und über 60 % der Heuschrecken sind gemäss den *Roten Listen* in der Schweiz ausgestorben oder verschollen, gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Conseth 1994, Nadig und Thorens 1994). Folgende Gefährdungsursachen gelten bei den Tagfaltern als besonders bedeutend:

- Nutzungsänderung und Verbrachung von Streuwiesen
- Düngung von Mähwiesen und Weiden
- Drainage und Nutzung von Mooren und anderen Feuchtgebieten
- Vergrösserung der Weinanbauflächen auf Kosten von Trockenrasen
- Zerstörung des Strauchgürtels von Waldrändern, Baumgruppen und Hecken

Zudem sind die Schnitt- und Bestossungszeitpunkte sowie die Bewirtschaftungsgeräte mitbestimmend, ob eine Vogelbrut oder die Reproduktion und Entwicklung von Tagfaltern oder Heuschrecken möglich ist (Walter 2000, Birrer *et al.* 2001).

Zur Entwicklung der Fauna in den letzten Jahrzehnten können zurzeit kaum Aussagen vorgenommen werden, da ein Monitoring der Biodiversität der Schweiz erst seit kurzem in Angriff genommen wurde, und die Wiederholungskartierungen erst erfolgen werden (Hintermann *et al.* 2002). Nur wenige Studien erlauben einen Vergleich. Ein solcher Vergleich kann auf nationaler Ebene für die Brutvögel für die Zeiträume von 1972–76 und 1993–96 vorgenommen werden. Er zeigt, dass die gefährdeten Vogelarten mit Vorkommensschwerpunkt im offenen Kulturland in diesen 20 Jahren stark zurückgegangen sind (Schmid *et al.* 1998).

## Funktionen und Leistungen der Biodiversität

Ökosysteme mit ihren Gemeinschaften von Organismen und ihren Funktionen erbringen für uns lebensnotwendige Leistungen von enormem ökonomischem Wert. Die landwirtschaftliche Produktion ist einerseits direkt von vielen dieser Funktionen abhängig. Andererseits kann sie die Ökosysteme stark beeinträchtigen. Der Biodiversität und der Artenvielfalt in der Landwirtschaft ist daher eine grosse Bedeutung beizumessen. Di Giulio *et al.* (2002) und Baur *et al.* (2004) beschreiben folgende Funktionen und Leistungen von Ökosystemen.

### **Bodenfruchtbarkeit**

Im Boden findet man die verschiedenartigsten Lebewesen wie Regenwürmer, Milben, Springschwänze, Bakterien, Pilze und Fadenwürmer. Diese Lebewesen zerlegen organisches Material in ihre Bausteine, die somit wieder den Pflanzen als Nährstoffe zur Verfügung stehen. Durch die Bodenlebewesen werden die Nährstoffe besser im Boden zurückgehalten, so dass das Auswaschungsrisiko reduziert wird. Zudem lockern die Bodenlebewesen den Oberboden, was die Wasserspeicherfähigkeit verbessert. Die Wurzeln der Pflanzen können in gelockerter Erde bis in tiefere Schichten dringen und dort vorhandene Nährstoffe und Wasser erreichen. Ausserdem sondern Regenwürmer Kot und Schleim ab, welche das Bodengefüge stabilisieren und so die Erosion vermindern. Die Aufrechterhaltung der Nährstoffkreisläufe durch die Ökosysteme entspricht global einem Gegenwert von jährlich ca. 17'000 Milliarden US-Dollar (Costanza *et al.* 1997).

### **Bestäuberleistung**

Eine weitere wichtige Dienstleistung artenreicher Lebensräume ist das Bestäuben von Kulturpflanzen. 80 % unserer Nahrungspflanzen werden von Insekten bestäubt.

Die bekanntesten Bestäuber sind die Honigbienen. Allerdings sind diese weit weniger effizient in ihrer Bestäubungsarbeit als viele Wildbienen. Ausserdem kann es auch sehr riskant sein, sich auf die Arbeit einer einzigen Art zu verlassen, wie eine Milbenepidemie unter den amerikanischen Honigbienenvölkern Ende der 1990er Jahre zeigte. Viele Pflanzen blieben unbestäubt, die Ernteerträge sanken erheblich, und bestimmte Nahrungsmittel wurden teurer (Gleich *et al.* 2000). In den USA wird der ökonomische Wert der Bestäuberleistung auf mehrere Milliarden Dollar geschätzt. In der Schweiz beträgt der Wert der Endproduktion des von Bestäubern abhängigen Beeren- und Obstsektors jährlich 300 bis 400 Millionen CHF (Baur *et al.* 2004).

### **Wasserhaushalt**

Die natürliche Vegetation spielt eine zentrale Rolle für den Wasserhaushalt. Sie reinigt das Wasser, schützt vor Erosion und hält mit den Wurzeln Wasser und Nährstoffe länger im Boden. Wälder und Moore wirken als ausgleichende Regenspeicher, die auch Überschwemmungen verhindern können. Costanza *et al.* (1997) schätzen den Gegenwert dieser Ökosystemleistung global auf 2'800 Milliarden US-Dollar und die Kosten für die Entsorgung und Reinigung von Abwasser auf 2'300 Milliarden US-Dollar.

### **Biologische Schädlings- und Unkrautkontrolle**

Naturnahe Landschaftselemente im Kulturland bieten Lebens-, Nist- und Überwinterungsraum für zahlreiche Nützlinge. Tiere wie Marienkäfer, Florfliegen, Schwebfliegen und Raubmilben sind hervorragende Schädlingsvernichter. Um in grosser Anzahl vorhanden zu sein, wenn der Schädling auftritt, und um diesen zu dezimieren, brauchen die Nützlinge eine vielfältige Landschaft. Nur in einer solchen Umwelt finden sie die erforderlichen Voraussetzungen für ihre Entwicklung.



## Medizin

Viele der heute bedeutenden medizinischen Wirkstoffe wurden ursprünglich oder werden immer noch aus Pflanzen oder Tieren gewonnen. Das Potenzial ist noch längst nicht ausgeschöpft. Der Umsatz mit solchen Medikamenten beträgt weltweit viele Milliarden Dollar. Nach Farnsworth (1992) sind Milliarden von Menschen von Pflanzen als Arzneilieferanten abhängig.

## Tourismus und Naherholung

Viele Gebiete profitieren von ihrer «schönen Natur», da diese Touristen anzieht, die bereit sind viel Geld zu bezahlen, um ihre Ferien in dieser Gegend zu verbringen. Artenreichtum hebt den Erholungswert eines Gebietes und wird von der Bevölkerung auch als solcher erkannt und geschätzt. Jacot *et al.* (2004) konnten zeigen, dass die Leute vielfältige Wiesenstreifen von artenärmeren unterscheiden können und erstere als schöner taxieren. Je artenreicher ein Wiesenstreifen war, umso besser wurde er von den befragten Personen bewertet. Diese Resultate zeigen, dass die Menschen Artenreichtum schätzen und als schön empfinden.

## Fazit

Artenvielfalt hat sowohl einen intrinsischen Wert als auch einen Nutzwert. Der intrinsische Wert leitet sich aus der ethischen Verpflichtung des Menschen als der erfolgreichsten Spezies der Erde für die Erhaltung der Vielfalt des Lebens ab. Der Nutzwert wurde mit den oben genannten Beispielen illustriert. Die Landwirtschaft arbeitet direkt mit der belebten Umwelt und hat deshalb sowohl eine direkte Verantwortung als auch ein Interesse daran, dass diese intakt bleibt und gegenwärtige und zukünftige Möglichkeiten, welche die Artenvielfalt bietet, erhalten bleiben.

## Literatur

- Baur B., Duelli P., Edwards P.J., Jenny M., Klaus G., Künzle I., Martinez S., Pauli D., Peter K., Schmid B., Seidl I. und Suter W., 2004. Biodiversität in der Schweiz. Zustand, Erhaltung, Perspektiven. Haupt Verlag. 237 S.
- Birrer S., Bollmann K., Graf R., Weggler M. und Weibel U., 2001. Welche Wiesen nutzen Vögel? Schriftenreihe der FAL 39, 47-52.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon M., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. und van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Di Giulio M., Meier H., Uehlinger G. und Reisner Y., 2002. Biologische Vielfalt in der Kulturlandschaft, Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale, Zollikofen.
- Ellenberg H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5. Auflage. Verlag Ulmer, Stuttgart. 1095 S.
- Eggenberg S., Dalang T., Dipner M. und Mayer C., 2001. Kartierung und Bewertung der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung, Technischer Bericht. Schriftenreihe Umwelt 235. BUWAL. 244 S.
- Farnsworth N.R., 1992. Die Suche nach neuen Arzneistoffen in der Pflanzenwelt. In: Wilson E.O. (Hrsg.), Ende der biologischen Vielfalt? Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Gleich M., Maxeiner D., Miersch M. und Nicolay F., 2000. Life counts – Eine globale Bilanz des Lebens. Berlin Verlag. 287 S.
- Gonseth Y., 1994. Rote Liste der gefährdeten Tagfalter der Schweiz. In: Duelli P. (Hrsg.), Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, EDMZ, 48-51.
- Grünig A., 1994. Mires and Man. Mire Conservation in a Densely Populated Country – the Swiss Experience. WSL Birmensdorf. 415 S.
- Hintermann U., Weber D., Zangger A. und Schmill J., 2002. Biodiversity Monitoring in Switzerland, BDM – Iterim Report. SAFEL Series No. 342. 89 S.
- Jacot K., Junge X., Bosshard A. und Lindemann Matthias P., 2004. Säume: Bessere Vernetzung, weniger Unkraut. Die Grüne 21/2004, 19-21.

- Kohli L. und Birrer S., 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach 2. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Körber-Grohne U., 1993. «Urwiesen» im Berg- und Hügelland aus archäobotanischer Sicht. Diss. Bot. 196, 453-468.
- Korneck D. und Sukopp H., 1988. *Rote Liste* der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenreihe Vegetationskunde (Bonn-Bad Godesberg) 19. 210 S.
- Landolt E., 1991. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz: mit gesamtschweizerischen und regionalen *roten Listen*. BUWAL. 185 S.
- Moser D., Gygax A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. *Rote Liste* der gefährdeten Arten, Farn- und Blütenpflanzen. BUWAL. 121 S.
- Nadig A. und Thorens P., 1994. *Rote Liste* der gefährdeten Heuschrecken der Schweiz. In: Duelli P. (Hrsg.), *Rote Liste* der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, EDMZ, 66-68.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. und Zbinden N., 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Lichtenstein. Schweizer Vogelwarte Sempach. 574 S.
- Schneider K. und Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. Schriftenreihe der FAL 39, 34-44.
- Walter T., 2000. Massnahmen zur Förderung der Biodiversität in der schweizerischen Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAL 31, 15-18.

### 3 Zeitliche Entwicklung und räumliche Verteilung von ökologischen Ausgleichsflächen

Olivier Roux und Beatrice Schüpbach

Die Analyse der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) hat gezeigt, dass die quantitativen Ziele der Agrarpolitik nur teilweise verwirklicht werden. Das Ziel von 108'000 ha öAF in der Schweiz (10 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche) wurde zwar bereits im Jahr 2000 erreicht; das Ziel, 65'000 ha öAF im Talgebiet zu schaffen, wird aber bis 2005 voraussichtlich verfehlt.

Die *Extensiv genutzten Wiesen* sind der häufigste öAF-Typ. Die Gesamtfläche der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* nimmt seit 1998 ab. Dies ist in erster Linie auf die Umwandlung in *Extensiv genutzte Wiesen* zurückzuführen. Im Ackerland haben die Buntbrachen seit ihrer Einführung im Jahr 1994 stark zugenommen. Mit fast 2'500 ha ist dieser Typ im Ackerbaugesamt am meisten verbreitet und stellt heute je nach Region bis zu 7 % der öAF.

Analysen in drei Fallstudiengebieten haben gezeigt, dass die Bewirtschaftungsdauer der öAF oft 6 Jahre überschreitet und dass der Standort der einzelnen öAF relativ konstant ist. Die öAF werden meistens entweder in relativ flachem oder aber in steilem Gelände und oft in Waldnähe eingerichtet. Bei der Exposition und dem Abstand der öAF zu Fließgewässern ist kein Trend erkennbar.

Die 1992 in das schweizerische Agrarrecht eingeführten Direktzahlungen haben es ermöglicht, die gemeinwirtschaftlichen Leistungen der Landwirtschaft zu vergüten. Eines der Ziele war es, «besonders naturnahe Flächen im Interesse des Gewässer- Boden- und Naturschutzes (ökologische Ausgleichsflächen, öAF)» zu erhalten bzw. einzuführen (Bundesblatt 1992). Die ökologischen Ausgleichsmassnahmen wurden 1993 mit der Einführung von verschiedenen öAF-Typen in die Ökobeitragsverordnung (ÖBV) konkretisiert (Tab. 1). Jeder öAF-Typ ist mit Bedingungen und Auflagen verbunden, durch die die Biodiversität erhalten und gefördert sowie die Umwelt geschont werden soll.

Durch das Anbieten einer breiten Palette von öAF, aus der jeder Landwirt den am besten an die lokalen landwirtschaftlichen und geografischen Bedingungen geeigneten Typ aussuchen kann (Tab. 2), wollte der Gesetzgeber – zusätzlich zur Wahrung des gleichen Rechtes für alle – eine einheitliche Verteilung der öAF in der Schweiz erreichen. Während der Bund den ökologischen Ausgleich mit einem Grundbetrag finanziert, sollten andere nationale oder regionale Initiativen zusätzliche Beiträge ausrichten, um besonders hohe Qualität oder Artenvielfalt zu erhalten oder zu erreichen. Im Laufe der Zeit stellte sich aber trotz ständiger Korrekturen heraus, dass die Landwirtschaft einen Teil der Zusatzbeiträge selbst übernehmen musste, um die Wirksamkeit der Massnahme zu verbessern (Einführung der Öko-Qualitätsverordnung ÖQV). Dennoch sind die offiziellen Zielsetzungen quantitativer Art: 65'000 ha öAF im Talgebiet (Ackerbauzone, Übergangszone, Hügelzone) und 108'000 ha öAF in der gesamten Schweiz, wobei Hochstamm-Feldobstbäume hierbei nicht berücksichtigt wurden (Bundesblatt 1996, Bundesblatt 2002).

Olivier Roux,  
Bundesamt für  
Landwirtschaft,  
Mattenhofstrasse 5,  
CH-3003 Bern  
Beatrice Schüpbach,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

**Tabelle 1. Wichtige Entwicklungsphasen der ökologischen Massnahmen in der Schweizer Landwirtschaft**

Jahr	Ereignisse
1993	Einführung folgender beitragsberechtigter öAF-Typen in die Ökobeitragsverordnung (ÖBV): <i>Extensiv genutzte Wiesen</i> , Extensiv genutzte Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (EWSA), <i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i> , Streuflächen, Hochstamm-Feldobstbäume, Hecken, Feld- und Ufergehölze; Einführung der Integrierten Produktion (IP) und des biologischen Landbaus (Bio) in die Ökobeitragsverordnung (ÖBV) mit der Verpflichtung, 5 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) dem ökologischen Ausgleich zu widmen (Spezialkulturen nicht eingeschlossen). Abgesehen von den oben erwähnten öAF mit Beiträgen sind folgende (nicht beitragsberechtigte) Typen anrechenbar: Extensiv genutzte Weiden; Waldweiden; Ackerschonstreifen; Einheimische, standortgerechte Einzelbäume und Alleen; Wassergräben, Tümpel, Teiche; Ruderalflächen, Steinhäufen und -wälle; Trockenmauern; Unbefestigte, natürliche Wege; Weitere öAF. Herausgabe der «Wegleitung für den ökologischen Ausgleich auf dem Landwirtschaftsbetrieb» durch die Beratungszentrale (SRVA und LBL). Dieses weit verbreitete Dokument wird einmal jährlich aktualisiert.
1994	Einführung der Buntbrachen als beitragsberechtigter öAF.
1996	Komplette Überarbeitung der ÖBV. Die Beiträge wurden erhöht und die Bedingungen und Auflagen angepasst. Auf der Ebene der Integrierten Produktion wird die Einrichtung von 5 % öAF auch für Spezialkulturen zur Pflicht (ausser für Weinberge). Verfassungsmässige Grundlage des ökologischen Ausgleichs durch Annahme des Artikels 31 octies durch das Volk.
1999	AP 2002: Aufhebung der ÖBV und Einführung der Direktzahlungsverordnung (DZV). Die IP wurde in einen obligatorischen ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) umgewandelt. Der dem ökologischen Ausgleich zu widmende Anteil der LN beträgt nun 3,5 % bei den Spezialkulturen (einschliesslich Weinberge) und 7 % bei den restlichen Kulturen. Abschaffung des Typs EWSA (Übergangsperiode bis 2000) und Einführung der beitragsberechtigten Ackerschonstreifen, Rotationsbrachen und Rebflächen mit hoher Artenvielfalt. Einführung des Qualitätsbegriffs in die Gesetzgebung mit der Möglichkeit, Flächen auszuschliessen, die in ungeeigneter Weise bewirtschaftet werden, oder einzelne Parzellen vor Ablauf der gesetzlichen Frist zugunsten einer qualitativen Verbesserung zu verlegen. Anpassung der Bedingungen und Auflagen sowie der Beitragshöhen einiger Typen.
2001	Einführung der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV), 4. April 2001, RS 910.14.

## Zeitliche Entwicklung der öAF

Die Entwicklung der öAF wurde einerseits auf nationaler, andererseits auf regionaler Ebene in drei Fallstudiengebieten untersucht. Auf nationaler Ebene wurde das agrarpolitische Informationssystem AGIS eingesetzt. Die AGIS-Datenbank enthält sämtliche Angaben zur Struktur aller schweizerischen Landwirtschaftsbetriebe sowie zu den jeweils entrichteten Direktzahlungen seit 1999. Die hier verwendeten früheren Daten stammen aus dem Jahresbericht «Direktzahlungen an die Landwirtschaft 1998» (BLW 1999).

Die *Extensiv genutzten Wiesen* sind seit 2001 der häufigste und am weitesten verbreitete öAF-Typ. Mit nahezu 49'000 ha stellten sie 42 % der Flächen dar, die 2003 dem ökologischen Ausgleich angerechnet wurden (Tab. 3). Bei den *Extensiv genutzten Wiesen* und Streuflächen wurde eine konstante Steigerung festgestellt; insbesondere zwischen 2000 und 2003 gab es einen Zuwachs um 13'139 ha. Da die Gesamtfläche der öAF aber nur wenig zugenommen hat (Tab. 3, Abb. 1), muss diese Zunahme auf eine veränderte Wahl von öAF-Typen zurückgeführt werden. Tatsächlich gehen die *Wenig intensiv genutzten Wiesen*, die noch im Jahr 2001 der häufigste öAF-Typ waren, seit 1998 deutlich zurück; ein Teil dieser Wiesen wurde nach Ablauf der gesetzlichen Dauer von 6 Jahren in die Kategorie der *Extensiv genutzten Wiesen* übertragen. Die 1999 erfolgte Abschaffung des Typs Extensiv genutzte Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (EWSA) hat ebenfalls die *Extensiv genutzten Wiesen* begünstigt. Weil sich bei den EWSA-Flächen die ökologische Qualität laufend verschlechtert hat, wurde dieser Typ von der öAF-Palette gestrichen. Ein grosser Teil der EWSA – wahrscheinlich die am längsten als öAF genutzten Flächen – konnte somit in die Kategorie der *Extensiv genutzten Wiesen* übertragen werden.

Tabelle 2. Beschreibung der öAF-Typen

Situation und Beiträge	Typ	Düngung	Behandlungen mit Pflanzenschutzmitteln	Verwendungen, Besonderheiten	Dauer
öAF auf Dauergrasland*	1a. <i>Extensiv genutzte Wiesen</i> : magere Wiesen mit trockenen oder feuchten Standortbedingungen.	Keine	Einzelstockbehandlung von Problem-pflanzen.	Mahd, mind. 1x jährlich. Wegfuhr der Ernte. Frühestens: 15.6. ABZ-HZ; 1.7. BZ I und II 15.7. BZ III und IV.	Mind. 6 Jahre am selben Standort.
	5. Streueflächen: Wiesen auf feuchten oder überschwemmten Böden.	Keine	Keine	Mahd für Streu. Wegfuhr der Ernte. Max. 1x jährlich ab 1.9. mind. 1x alle 3 Jahre.	Mind. 6 Jahre am selben Standort.
	10a. Hecken, Feld- und Ufergehölze: niedrige Strauch- und Baumhecken, Windschutz, Gehölz, bewaldete Böschungen, bewaldete Ufer.	Keine	Keine	3 Meter breiter Grasstreifen (Saum) mit Bedingungen und Auflagen gemäss Typ 1a.	Mind. 6 Jahre
	4. <i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i> : Leicht gedüngte Wiesen mit trockenen oder feuchten Standortbedingungen.	Dung / Kompost ev. Jauche mit Einschränkungen.	Einzelstockbehandlung von Problem-pflanzen.	idem 1a	Mind. 6 Jahre am selben Standort.
öAF auf Ackerland*	1b. Extensiv genutzte Wiesen auf stillgelegtem Ackerland.	idem 1a	idem 1a	idem 1a Im Talgebiet (Dieser Typ wurde im Jahr 2000 abgeschafft).	idem 1a
	6. Ackerschonstreifen: Extensiv genutzte Ackerbaustreifen.	Keine Stickstoffdüngung	Keine Insektizide; Einzelstockbehandlung von Problempflanzen.	Im Talgebiet. Getreide, Raps, Sonnenblumen, Erbsen, Ackerbohnen oder Soja. Mind. 3 m, max. 12 m breit. Ernte bei Reife.	Mind. 2 Hauptkulturen am selben Standort
	7a. Buntbrachen: Mehrjährige Streifen, die mit einheimischen wildwachsenden Pflanzen angesät werden.	Keine	Einzelstockbehandlung von Problem-pflanzen.	Im Flachland. Mahd der halben Fläche zwischen 1.10. und 15.3. Nur bewilligtes Saatgut. Breite mind. 3 m.	Mind. 2 Jahre, max. 6 Jahre am selben Standort
	7b. Rotationsbrachen: Flächen, die mit einheimischen wildwachsenden grasartigen Pflanzen besät werden oder damit bewachsen sind.	Keine	Einzelstockbehandlung von Problem-pflanzen.	Im Talgebiet. Mahd zwischen 1.10. und 15.3. Nur bewilligtes Saatgut.	Ein- oder zweijährig
Bäume*	8a. Hochstamm-Feldobstbäume: Steinobstbäume, Kernobstbäume oder Nussbäume sowie Edelkastanienbäume in gepflegten Kastanienhainen (Selven).		Wenig auf Bäumen, keine Unkrautbekämpfungsmittel.	Steinobstbäume: mind. 1,2 m hoch, mind. 1,6 m für die anderen Bäume. Mind. 20 Bäume pro Betrieb. Vorgeschriebene Höchstdichte. 100 m <sup>2</sup> /Baum anrechenbar, max. 50 % der öAF pro Betrieb mit Hochstamm-Feldobstbäumen.	

<b>Andere Flächen**</b>	2. Extensiv genutzte Weiden: Magere Weideböden.	Keine	Einzelstockbehandlung von Problem-pflanzen.	Abzüglich der nicht extensiv genutzten Bereiche.	
	3. Waldweiden: traditionelle Form einer Misch-nutzung.	Nur Hofdünger mit Genehmigung	Nur mit Genehmigung.		
	15. Rebflächen mit hoher Artenvielfalt.	Organisch, Bio (be-glaubigt)	Einzelstockbehandlung von Problem-pflanzen; nur biologische & biotechnische Methode oder Mittel der N-Klasse.	Bodenbedeckung: diversifizierte Begleitflora (kantonale Kriterien). Alternierende Mahd und Instandhaltung werden vom Kanton geregelt.	
	16. Weitere öAF: Weitere ökologisch wertvolle natürliche Lebensräume.			Bedingungen und Bewilligungen werden vom kantonalen Amt für Umweltschutz festgelegt.	
<b>öAF zur Strukturierung der Landschaft**</b>	10b. Hecken, Feld- und Ufergehölze.	idem 10a	idem 10a	Die Verwendung des Grasstreifens kann sich von der für den Typ 1a vorgeschriebenen Verwendung unterscheiden.	
	11. Wassergräben, Tümpel, Teiche: Wasserflächen oder mehrheitlich überschwemmte Flächen.	Keine	Keine	3 m breiter Grasstreifen.	
	12. Ruderalflächen, Steinhaufen -wälle: Nicht verholzte Pflanzen auf Aufschüttungen, Schutthaufen oder Böschungen.	Keine	Keine	Keine landwirtschaftliche Nutzung. 3 m breiter Grasstreifen. Instandhaltung alle 2–3 Jahre im Herbst.	
	13. Trockenmauern: Mauern aus Natursteinen ohne bzw. mit nur wenig Mörtel.	Keine	Keine	Mind. 50 cm Höhe.	
	14. Unbefestigte, natürliche Wege.	Keine	Keine	Abdeckung: Gras, Erde, Kies mit mindestens 1/3 Grasdecke. 1 m Grasstreifen auf beiden Seiten.	
<b>Bäume**</b>	8b. Hochstamm-Feldobst-bäume.	idem 8a	idem 8a	Stammhöhe: idem 8a Anrechenbar ab 1 Baum pro Bewirtschaftung. Max. Dichte: 100 Bäume pro ha. Können sich in Obstanlagen befinden.	
	9. Einheimische, standort-gerechte Einzelbäume und Alleen: Eichen, Linden, Ulmen, Weiden, Obst-bäume, Nadelholzbäume.	Keine	Keine	10 m Mindestabstand zwischen zwei Bäumen.	

Die Typnummern beziehen sich auf die Broschüre «Wegleitung für den ökologischen Ausgleich auf dem Landwirtschaftsbetrieb» von LBL und SRVA.

\* = öAF auf landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN), mit Beiträgen

\*\* = öAF auf Betriebsfläche (BF), ohne Beiträge

ABZ = Ackerbauzone

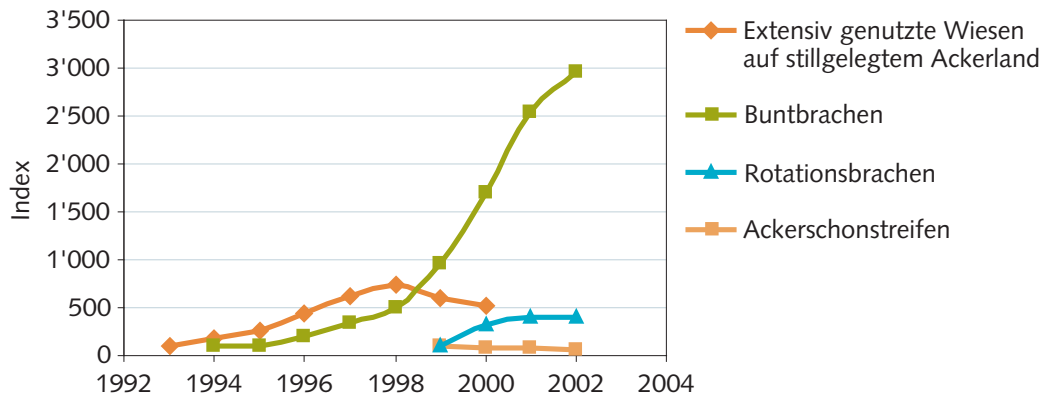
HZ = Hügelzone

BZ = Bergzone

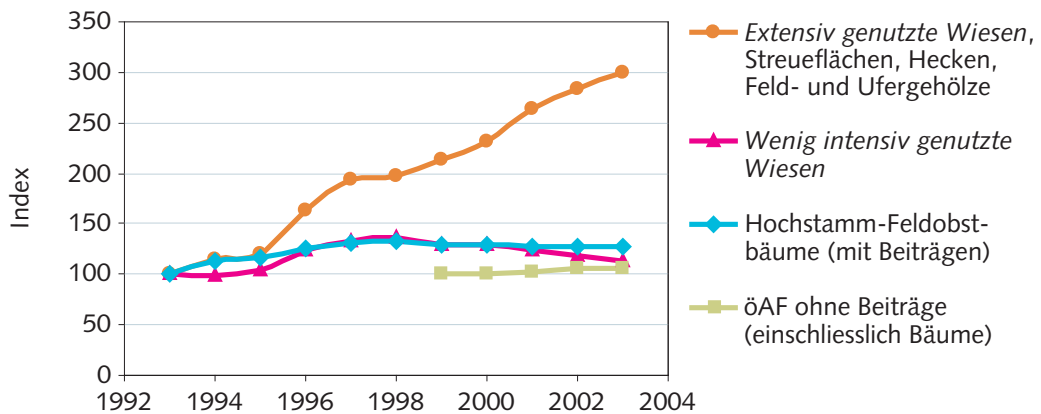


Abbildung 1.  
Entwicklung der  
ökologischen  
Ausgleichsflächen.  
Index = 100 im  
Einführungsjahr des  
Typs.

#### a) öAF auf Ackerflächen



#### b) öAF auf Grasland



Mit der Abschaffung der EWSA wurden 1999 für den Ackerbau alternative öAF-Typen in das Direktzahlungssystem eingeführt. Die neu hinzugekommenen Rotationsbrachen wurden rasch akzeptiert und haben sich bei einem Anteil von rund 1'300 ha eingependelt. Die Ackerschonstreifen fanden dagegen bei der praktischen Umsetzung keinen grossen Anklang; ihr Beitrag zum ökologischen Ausgleich ist gering.

Ein markanter Zuwachs konnte bei den Buntbrachen beobachtet werden (Abb. 1). Mehrere Faktoren können dies erklären: Buntbrachen sind optisch attraktiv, so dass ihre Anlage in der Nähe von Siedlungen von verschiedenen Seiten gefördert wird. Diese Entwicklung wurde durch die Bereitstellung von optimalem Saatgut Ende der 1990er Jahre ermöglicht. Zum Erfolg der Buntbrachen haben auch die 1999 erfolgten Änderungen bei den Anbauregelungen und Auflagen beigetragen. Dank der Anpassung der für ihre Anlage vorgesehenen Zeiträume können die Landwirte besser auf allfällige Unkrautprobleme und die frühzeitige Degenerierung der Artenzusammensetzung des Pflanzenbestands reagieren. Die Buntbrachen sind heute der finanziell attraktivste öAF-Typ (3'000 CHF/ha). Im Jahr 2003 stellten sie 2,1 % des ökologischen Ausgleichs dar (Bäume nicht eingeschlossen) und bedeckten etwa 0,6 % der schweizerischen Ackerflächen.

Die nicht beitragsberechtigten öAF-Typen sind flächenmässig weniger bedeutend, mit Ausnahme der Extensiv genutzten Weiden und in einem geringeren Masse der Waldweiden. Im Jahr 2003 machten die Extensiv genutzten Weiden 13 % der schweizerischen öAF aus (Tab. 3).

## Räumliche Verteilung der öAF

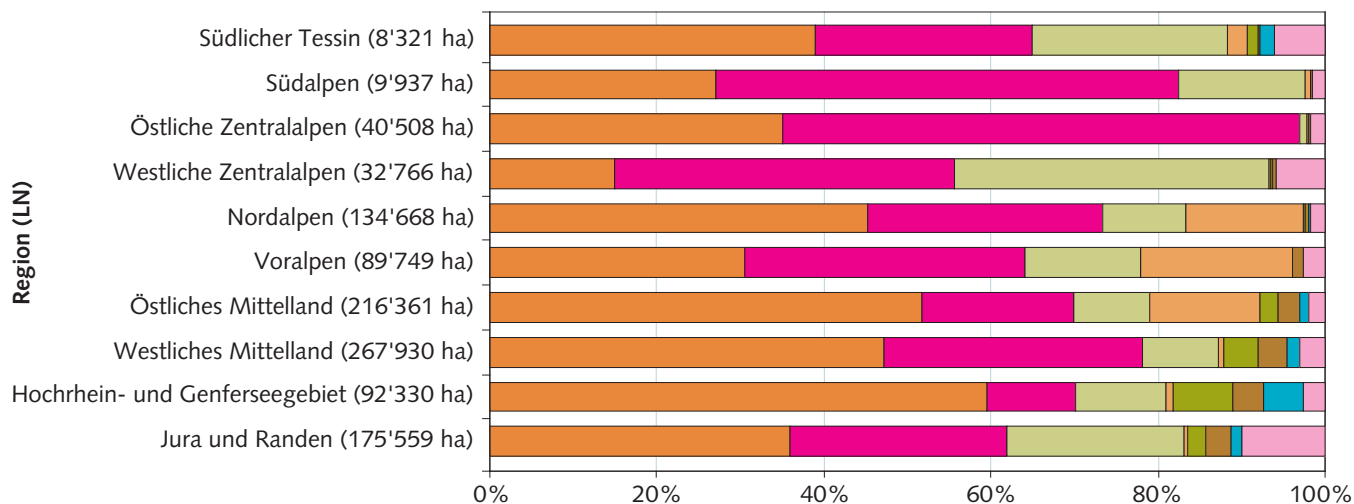
### Biogeografische Regionen

Abbildung 2 zeigt die Verteilung der öAF in den verschiedenen biogeografischen Regionen der Schweiz im Jahr 2003. In allen Regionen dominieren öAF vom Typ Wiesen. So stellen

**Tabelle 3. Entwicklung der ökologischen Ausgleichsflächen (in Hektare und Baumanzahl)**

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
<b>öAF vom Typ 'Flächen' in ha</b>											
Extensiv genutzte Wiesen							34'148	38'672	43'926	46'071	48'695
Streueflächen	19'319	22'206	23'274	31'421	37'299	37'999	4'713	3'712	4'788	6'571	6'828
Hecken, Feld- & Ufergehölze (mit Saum)							2'283	2'275	2'274	2'317	2'336
Wenig intensiv gen. Wiesen	31'038	30'428	32'547	38'485	41'486	42'344	40'388	40'106	38'620	36'928	35'263
Extensiv genutzte Wiesen auf stillgelegtem Ackerland	1'104	2'003	2'804	4'805	6'841	8'245	6'642	5'712			
Buntbrachen		77	79	154	256	380	746	1'315	1'961	2'283	2'423
Rotationsbrachen							328	1'019	1'281	1'325	1'311
Acker-schonstreifen							59	48	44	35	31
Extensiv genutzte Weiden	nd	nd	nd	nd	nd	nd	11'910	12'840	13'912	14'647	15'174
Waldweiden	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'772	1'677	1'626	1'572	1'592
Rebflächen mit hoher Artenvielfalt	nd	nd	nd	nd	nd	nd	132	128	116	134	120
Hecken, Feld- & Ufergehölze (ohne Saum)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'562	835	676	612	660
Ruderalflächen, Steinhäufen, -wälle	nd	nd	nd	nd	nd	nd	117	123	571	125	206
Unbefestigte, natürl. Wege	nd	nd	nd	nd	nd	nd	398	382	375	365	365
Wassergräben, Tümpel, Teiche	nd	nd	nd	nd	nd	nd	280	270	278	289	284
Trockenmauern	nd	nd	nd	nd	nd	nd	366	352	54	55	52
Weitere öAF	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1'374	949	1'180	1'435	1'110
<b>Gesamt öAF 'Flächen'</b>							<b>107'219</b>	<b>110'415</b>	<b>111'681</b>	<b>114'764</b>	<b>116'449</b>
<b>öAF vom Typ 'Bäume' (Zahl x 1'000)</b>											
Hochstamm-Feldobstbäume (mit Beiträgen)	1'904	2'139	2'224	2'398	2'487	2'517	2'463	2'471	2'441	2'420	2'412
Hochstamm-Feldobstbäume (ohne Beiträge)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	138	163	71	72	67
Einheimische, standortgerechte Einzelbäume & Alleen	nd	nd	nd	nd	nd	nd	65	92	101	106	92
<b>Gesamt öAF 'Bäume'</b>							<b>2'667</b>	<b>2'726</b>	<b>2'613</b>	<b>2'597</b>	<b>2'571</b>

nd= keine statistischen Angaben verfügbar



	Jura und Randen	Hochrhein und Genfersee	Westliches Mittelland	Östliches Mittelland	Voralpen	Nordalpen	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Süd-Alpen	Südlicher Tessin
Weitere öAF (ohne Beiträge)	1'951	233	626	363	216	301	436	195	26	73
Rotationsbrachen	257	440	352	186	2	41	2	7	0	19
Hecken, Feld- und Ufergehölze	570	324	748	438	108	93	33	15	0	5
Buntbrachen	447	638	848	385	9	55	14	10	0	15
Streueflächen	74	82	148	2'364	1'553	2'539	8	20	11	28
Extensiv genutzte Weiden	4'172	989	1'958	1'632	1'187	1'814	2'777	113	244	281
Wenig intensiv genutzte Wiesen	5'079	952	6'603	3'237	2'845	5'066	3'005	7'271	893	311
Extensiv genutzte Wiesen	7'020	5'371	10'095	9'224	2'612	8'221	1'110	4'111	435	468

Abbildung 2:  
ÖAF in den verschiedenen biogeografischen Regionen im Jahr 2003. Flächenangabe in Hektaren.

die *Extensiv genutzten Wiesen* nahezu 60 % der öAF in der Region Hochrhein- und Genferseegebiet; die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* dominieren in den östlichen Zentralalpen (62 %). Die *Extensiv genutzten Weiden* und die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* sind mit 38 % und 41 % die in den westlichen Zentralalpen am stärksten vertretenen öAF-Typen. Die *Streueflächen* sind ein wesentlicher Bestandteil des ökologischen Ausgleichs der Voralpenregion (18,2 %), der Nordalpen (14 %) und des östlichen Mittellandes (13,3 %). ÖAF des Ackerlandes, Hecken, Feld- und Ufergehölze stellen einen beträchtlichen Teil des ökologischen Ausgleichs in der nördlichen Hälfte der Schweiz dar, hauptsächlich im Westen. In der Region Hochrhein- und Genferseegebiet sind bis zu 7 % der öAF Buntbrachen. In der Region Jura und Randen bilden andere öAF etwa 10 % des ökologischen Ausgleichs. Grund dafür sind die Waldweiden, die eine traditionelle Bewirtschaftungsform in dieser Region dar-

**Tabelle 4. Im ökologischen Ausgleich angemeldete Bäume in den biogeografischen Regionen im Jahr 2003**

Biogeografische Regionen	Bäume*	Bäume pro ha LN
Östliche Zentralalpen	15'847	0,39
Südalpen	6'294	0,79
Westliche Zentralalpen	54'682	1,67
Nordalpen	241'881	1,80
Hochrhein- und Genferseegebiet	170'659	1,85
Südlicher Tessin	17'009	2,04
Westliches Mittelland	600'095	2,24
Jura und Randen	394'232	2,25
Voralpen	205'401	2,29
Östliches Mittelland	864'816	4,00

\* Typen 8a, 8b und 9

stellen. Bäume sind hingegen hauptsächlich im östlichen und westlichen Mittelland vertreten (Tab. 4).

### Landwirtschaftliche Produktionszonen

Während der ökologische Ausgleich im Talgebiet weitgehend auf *Extensiv genutzten Wiesen* und öAF des Ackerlands beruht, dominieren im Berggebiet die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Tab. 5). Es gibt im Tal- und Berggebiet eine ähnliche Gesamtfläche an öAF; die prozentualen Anteile an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) sind aber sehr unterschiedlich. Mit einer Gesamtfläche von 57'118 ha wurden im Jahr 2003 im Talgebiet weniger als 10 % der LN als öAF bewirtschaftet; in Anbetracht der weiteren Entwicklung des ökologischen Ausgleichs wird das von der Agrarpolitik für diese Region angestrebte Ziel von 65'000 ha voraussichtlich nicht erreicht (Abb. 3).

### Alter der öAF

Die minimale Vertragsdauer für öAF hängt vom jeweiligen Typ ab (Tab. 2). Im Fall der Wiesen beträgt die minimale Vertragsdauer 6 Jahre. Im Allgemeinen werden Wiesen vor ihrer Anmeldung als öAF auf konventionelle Art bewirtschaftet und gedüngt. Deshalb wäre es für die Erhaltung und Förderung der Biodiversität wünschenswert, wenn diese öAF nach Ablauf der sechs Jahre nicht verlegt würden, da ein langer Zeitraum mit beschränkter Düngung erforderlich ist, um die stickstoffreichen Böden auszumagern.

Die Angaben in der AGIS-Datenbank erlauben es nicht, das Alter der öAF auf gesamtschweizerischer Ebene zu untersuchen. Diese Frage wurde am Beispiel der drei Fallstudiengebiete des Projektes 'Evaluation Biodiversität' (vgl. Kap. 6.1) bearbeitet. Zwischen 1997 und 2003 wurden die Veränderungen der öAF in drei Gebieten mit unterschiedlicher land-

**Tabelle 5. Aufteilung der öAF in den landwirtschaftlichen Produktionszonen im Jahr 2003 (ha)**

öAF-Typen	Zonen			
	Ackerbau- & Übergangzone	Hügelzone	Bergzone I & II	Bergzone III & IV
<i>Extensiv genutzte Wiesen</i>	24'110	6'206	8'254	10'125
Streueflächen	1'831	651	3'375	972
Hecken, Feld- und Ufergehölze (mit Saum)	1'326	452	500	57
<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i>	7'583	4'156	9'064	14'458
Buntbrachen	2'070	338	14	0
Rotationsbrachen	1'121	185	5	0
Ackerschonstreifen	25	6	0	0
Extensiv genutzte Weiden	3'698	1'700	5'747	4'028
Waldweiden	47	10	1'422	113
Rebflächen mit hoher Artenvielfalt	90	22	7	1
Hecken, Feld- und Ufergehölze (ohne Saum)	273	106	251	29
Ruderalflächen, Steinhäufen und -wälle	120	11	59	15
Unbefestigte, natürliche Wege	239	51	64	11
Wassergräben, Tümpel, Teiche	184	26	51	23
Trockenmauern	24	6	11	12
Weitere öAF	403	48	377	283
<b>Gesamt</b>	<b>43'146</b>	<b>13'973</b>	<b>29'202</b>	<b>30'129</b>
<b>Gesamt (% der LN)</b>	<b>Talgebiet 57'119 (8,8 %)</b>		<b>Bergzone 59'331 (14,2 %)</b>	
<b>Bäume</b>				
Hochstamm-Feldobstbäume	1'216'925	568'758	547'518	79'152
Hochstamm-Feldobstbäume (ohne Beiträge)	32'901	6'392	20'327	7'799
Einheimische, standortgerechte Einzelbäume & Alleen	45'843	11'916	28'012	5'866

wirtschaftlicher Ausrichtung verfolgt: Es handelt sich um das Ackerbaugebiet Rafzerfeld, das Gebiet Nuvilly/Combremont-le-Grand mit gemischter acker- und futterbaulicher Nutzung sowie um das futterbaudominierte Gebiet Ruswil/Buttisholz. Die Veränderungen (An- und Abmeldungen) wurden jeweils jährlich bei den Ackerbaustellenleitern aufgezeichnet.

In allen drei Gebieten hat sich der Anteil der öAF, die über sechs Jahre alt sind, erhöht. Im Jahr 2003 waren nahezu 30 % der öAF im Rafzerfeld und in Ruswil/Buttisholz über sechs Jahre alt; in Nuvilly/Combremont-le-Grand waren es sogar 60 % (Abb. 4). Betrachtet man die *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* genauer, so waren im Jahr 2003 nahezu 30 % der öAF-Wiesen in Ruswil/Buttisholz über sechs Jahre alt. Im Rafzerfeld betrug der entsprechende Anteil 50 % bei den *Extensiv genutzten Wiesen* und nur 10 % bei den *Wenig intensiv genutzten Wiesen*. In Nuvilly/Combremont-le-Grand waren über 60 % der *Extensiv genutzten Wiesen* und 50 % der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* über sechs Jahre alt.

Die zunehmende Zahl der mehr als sechsjährigen öAF weist darauf hin, dass diese Flächen nach der Anmeldung relativ ortsstabil bleiben. Abbildung 5 zeigt, dass über 90 % der 1997 bestehenden öAF in Ruswil/Buttisholz 2003 nach wie vor vorhanden waren. Diese Flächen stellten aber nur 50 % der 2003 vorhandenen öAF dar. Dies bedeutet, dass die ersten angemeldeten Flächen über den gesamten Zeitraum erhalten blieben, dass aber zwischen 1997 und 2003 viele neue Flächen dazugekommen sind. In Nuvilly/Combremont-le-Grand waren dagegen über 80 % der 1998 existierenden öAF auch 2003 noch vorhanden. Das deutet darauf hin, dass die aktuelle Fläche an öAF zu Beginn der Untersuchungen praktisch erreicht war. Auch im Rafzerfeld war die Steigerung der Flächen zwischen 1997 und 2003 wenig bedeutend. In diesem Gebiet wurden die öAF im Laufe der sieben Beobachtungsjahre öfter verlagert. Da das Rafzerfeld ein Ackerbaugebiet ist, sind zahlreiche öAF – insbesondere die Brachen – in die Fruchtfolge eingebunden. So zeigen die Beobachtungen zwischen 2000 und 2003, dass viele Buntbrachen, die das Ende ihrer Mindest-Erhaltungszeit erreicht haben, durch Anbauflächen ersetzt worden sind, während neue Brachen an anderen Orten eingerichtet wurden.

Die beständigsten öAF sind die *Extensiv genutzten Wiesen*. Die Unterschiede bezüglich der Dynamik zwischen den Regionen sind deshalb noch stärker, wenn man nur diesen Wiesentyp sowie die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* in Betracht zieht: In Ruswil/Buttisholz waren 94,6 % der *Extensiv genutzten Wiesen*, die bereits 1997 existierten, im Jahr 2003 noch vorhanden. Da die öAF (v.a. die *Extensiv genutzten Wiesen*) während diesem Zeitraum stark zugenommen haben, stellten die ortstreuen öAF 2003 nur noch 44,2 % der *Extensiv genutzten Wiesen* dar. In Nuvilly/Combremont-le-Grand, wo der Zuwachs der öAF sehr gering war, waren 85,2 % der 1998 vorhandenen *Extensiv genutzten Wiesen* auch 2003 noch vorhanden. Im Rafzerfeld blieb nahezu die Hälfte der *Extensiv genutzten Wiesen* ortsstabil. Ein grosser Teil der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* wurde in *Extensiv genutzte Wiesen* umgewandelt, während die übrigen *Wenig intensiv genutzten Wiesen* bestehen blieben.

### Wo werden öAF angelegt?

Der ökologische Wert der öAF hängt nicht nur von ihrem Alter, sondern auch von ihrer räumlichen Lage ab (Herzog *et al.* 2005). Um zur Biodiversität beizutragen, dürfen die öAF nicht nur an schattigen, steilen Nordhängen oder am Waldrand angelegt werden, sondern müssen bezüglich Expositionen, Neigung und Nähe zum Wald ein vielfältiges Angebot an Standorten abdecken. Darüber hinaus fördern öAF, die an Fluss- bzw. Bachufern angelegt werden, den Gewässerschutz.

Aus dem Teilprojekt Mittellandmonitoring (Kapitel 4) lagen für 33 zufällig ausgewählte Gemeinden des Mittellandes die Karten der öAF digital vor. Ihre räumliche Lage wurden in Bezug auf Exposition und Neigung mit Hilfe des digitalen Höhenmodells und in Bezug

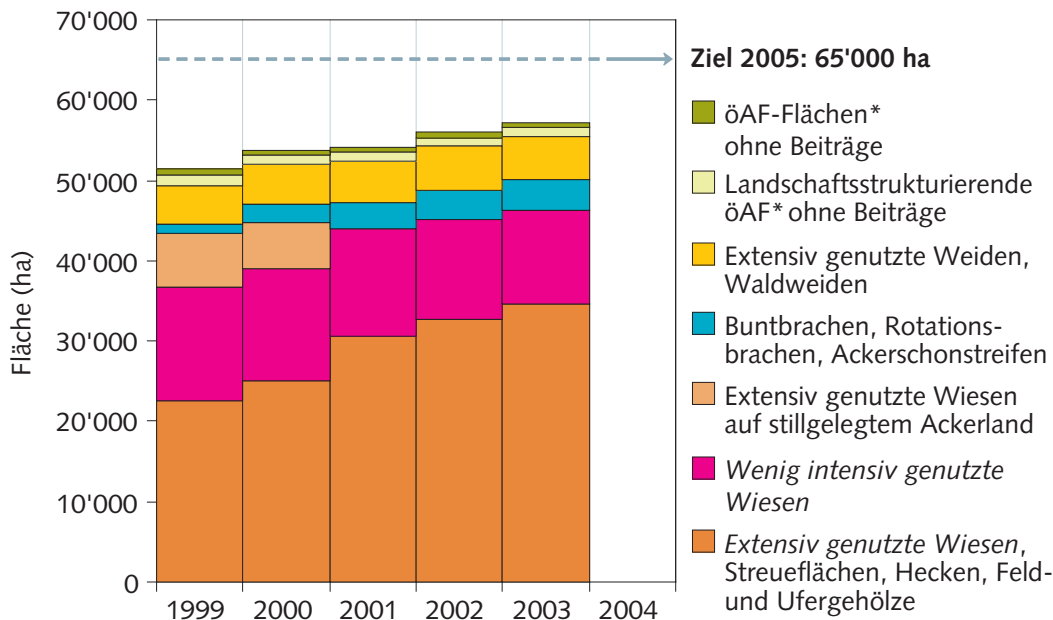


Abbildung 3/links: Entwicklung der Flächen des ökologischen Ausgleichs im Talgebiet (\* siehe Tab. 2).

Abbildung 4/Mitte: Anteil aller öAF der verschiedenen Alterskategorien in den Jahren 1998, 2000 und 2003 in den drei untersuchten Fallstudiengebieten.

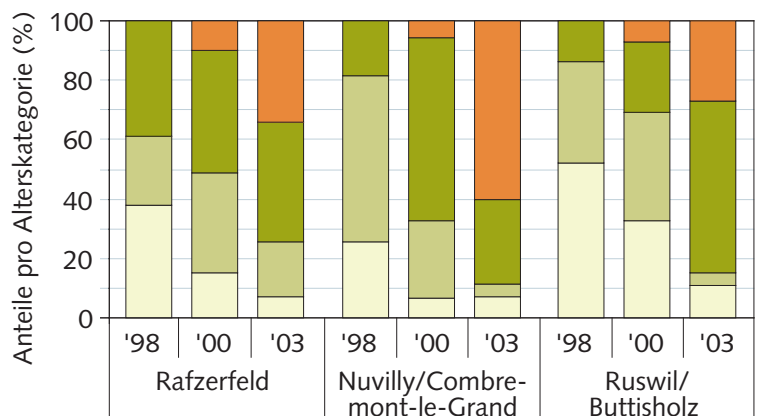
auf die Distanz zu Wald und Fließgewässern mit Hilfe der digitalen topografischen Karte (Vektor 25, Lizenz Nr. DV002208.1) ausgewertet (Herzog *et al.* 2005).

Zur Analyse von Exposition und Neigung der öAF wurde das digitale Höhenmodell in Expositions- und Neigungskategorien aufgeteilt und mit den öAF bzw. der übrigen LN überlagert. Anschliessend wurden die Anteile der öAF sowie die Anteile der übrigen LN pro Expositions- und Hangneigungskategorie berechnet und für die einzelnen Gemeinden mittels t-Test für verbundene Stichproben verglichen (Tab. 7).

Um zu untersuchen, ob sich öAF bezüglich Distanz zu Wald und Fließgewässern von der übrigen LN unterscheiden, wurden die digitalen Karten der öAF und der gesamten LN sowie die digitalen Karten der Wälder und der Fließgewässer der 33 Gemeinden in ein ESRI Grid (Pixelgrösse 1 m) umgewandelt. Für jede Gridzelle der öAF- bzw. LN-Karten wurde die euklidische Distanz zum nächstgelegenen Wald bzw. Fließgewässer berechnet. Sowohl für die öAF als auch für die gesamte LN wurden die minimalen Distanzen in Kategorien zusammengefasst. Schliesslich wurden die öAF- und LN-Anteile pro Distanzkategorie für jede Gemeinde mittels t-Test für verbundene Stichproben verglichen (Tab. 7).

### Exposition der öAF

Die öAF weisen eine ähnliche Exposition auf wie die LN. Infolgedessen wird die Hypothese



Legend for Abbildung 4/Mitte: Neu angemeldet, bis 1-jährig; 2- bis 3-jährig; 4- bis 6-jährig; Mehr als 6-jährig.

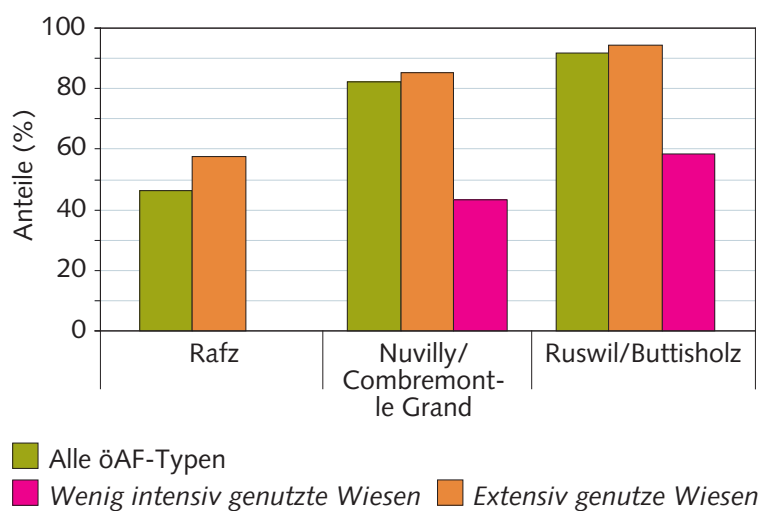


Abbildung 5: öAF in den drei untersuchten Fallstudiengebieten, die im Jahr 1997 (1998 für Nuvilly/Combremont-le-Grand) eingerichtet wurden und im Jahr 2003 noch immer existierten.



einer häufigen Nordausrichtung der öAF nicht bestätigt, und dies unabhängig von der biogeografischen Region und Produktionszone.

### Hangneigung der öAF

Die öAF zeichnen sich durch Hangneigungen aus, die sich von jenen der LN unterscheiden. So befinden sich öAF im Vergleich zur LN öfter an Hängen zwischen 6° und 9° Gefälle. Im östlichen und westlichen Mittelland liegen sie eher an Hängen mit über 12° Gefälle im Vergleich zur LN (Tab. 6). Die Anteile von öAF und LN in der Gefällekatgorie mit weniger als 6° sind gleich. Die landwirtschaftliche Produktionszone hat in Bezug auf die Hangneigung keinerlei Einfluss auf die Verteilung der öAF.

Tabelle 6. Vergleich zwischen öAF und LN bezüglich Hangneigung					
Gefälle (Grad)	0 – 3	3,1 – 6	6,1 – 9	9,1 – 12	> 12
<b>Biogeografische Region</b>					
Östliches Mittelland	ns	ns	s (-)	ns	s (+)
Westliches Mittelland	ns	ns	s (-)	ns	s (+)
Hochrhein- und Genferseegebiet	ns	ns	s (-)	ns	ns

ns = nicht signifikant  $p > 0,05$ , s = signifikant  $p < 0,05$ , (+) = häufiger, (-) = weniger häufig

### Entfernung der öAF zum nächstgelegenen Wald

Im Vergleich zur LN befinden sich die öAF in zwei der drei biogeografischen Regionen statistisch signifikant häufiger näher als 50 m vom Waldrand. Gleichzeitig sind sie in der Kategorie 50 bis 500 m signifikant untervertreten (Tab. 7). Die Produktionszone hat dagegen keinerlei Einfluss auf die Verteilung der öAF bezüglich der Entfernung zum Wald.

Tabelle 7. Vergleich zwischen öAF und LN bezüglich der Entfernung zum Wald						
Entfernung zum Wald (m)	0–10	10,1–50	50,1–150	150,1–250	250,1–500	>500
<b>Biogeografische Region</b>						
Östliches Mittelland	s (+)	s (+)	s (-)	s (-)	ns	ns
Westliches Mittelland	s (+)	s (+)	ns	s (-)	s (-)	ns
Hochrhein- und Genferseegebiet	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<b>Alle Regionen zusammen</b>	<b>s (+)</b>	<b>s (+)</b>	<b>s (-)</b>	<b>s (-)</b>	<b>s (-)</b>	<b>ns</b>

ns = nicht signifikant  $p > 0,05$ , s = signifikant  $p < 0,05$ , (+) = häufiger, (-) = weniger häufig

### Entfernung der öAF zum nächstgelegenen Fließgewässer

Im Vergleich zur LN sind die öAF nicht signifikant häufiger oder seltener in einer der Kategorien bezüglich der Distanz zu Fließgewässern vertreten. Es gibt aber grosse Unterschiede zwischen den Gemeinden, was schwer zu erklären ist. Die biogeografische Region und die Produktionszone haben keinen Einfluss auf die Verteilung der öAF bezüglich der Distanz zu den Fließgewässern.

## Schlussfolgerungen

Während das Ziel des Bundesrates, 108'000 ha öAF in der Schweiz einzurichten, erreicht wurde, wird das Ziel, im Talgebiet 65'000 ha öAF zur Wiederbelebung des landwirtschaftlichen Raumes auszuweisen, bis 2005 verfehlt. Die Zunahme der öAF beträgt derzeit im Talgebiet etwa 1'000 ha jährlich; unter den aktuellen Bedingungen muss das Ende des Jahrzehnts abgewartet werden, bevor das Ziel von 65'000 ha öAF erreicht wird.

Die zeitliche Entwicklung des ökologischen Ausgleichs bei den Wiesen-Typen zeigt eine lineare Zunahme der *Extensiv genutzten Wiesen*. Die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* haben dagegen seit 1998 abgenommen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass dieser Wiesen-Typ nach Ablauf der Mindestdauer von sechs Jahren oft in den Typ *Extensiv genutzte Wiese* überführt wird. Deshalb machen die *Extensiv genutzten Wiesen* den grössten Anteil aller öAF aus. Eine spektakuläre Zunahme weisen die Buntbrachen auf; sie bedecken zurzeit fast 0,6 % der Ackerfläche der Schweiz.

Bei den Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der öAF hat sich gezeigt, dass im Talgebiet und in den Bergzonen jeweils 60'000 ha öAF (2003) existieren. Der Anteil der öAF an der LN unterscheidet sich allerdings stark zwischen Talgebiet (8,8 %) und Bergzonen (14,2 %). Der Anteil der einzelnen öAF-Typen ist in den biogeografischen Region verschieden. *Extensiv genutzte Wiesen* sind besonders häufig in der Region des Hochrhein- und Genferseegebiets, während in den östlichen Zentralalpen *Wenig intensiv genutzte Wiesen* dominieren. Die Buntbrachen stellen bis zu 7 % der öAF in der Region des Hochrhein- und Genferseegebiets; beitragsberechtigte Bäume sind vor allem im Schweizer Mittelland verbreitet.

Auf Parzellenebene haben es die Untersuchungen in den drei Fallstudiengebieten ermöglicht, die zeitliche Entwicklung der öAF und ihre räumliche Verteilung zu analysieren. Es zeigte sich eine recht grosse Konstanz hinsichtlich Standorttreue der öAF. Was ihre Exposition betrifft, unterscheiden sich die öAF nicht von der übrigen LN. Sie befinden sich jedoch gleich häufig auf verhältnismässig flachem Gelände wie die übrigen LN. Sie sind häufig in Waldnähe oder am Waldrand angelegt, aber nicht überdurchschnittlich häufig in der Nähe eines Fließgewässers.

## Literatur

- BLW, 1999. Direktzahlungen an die Landwirtschaft 1998. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern, 112 S.
- Bundesblatt, 1992. Botschaft zur Änderung des Landwirtschaftsgesetzes vom 27. Januar 1992. Bundeskanzlei, BBL II (92.010), 1-143.
- Bundesblatt, 1996. Botschaft zur Reform der Agrarpolitik: Zweite Etappe (Agrarpolitik 2002) vom 26. Juni 1996. Bundeskanzlei, BBL IV (96.060), 1-481.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007) vom 29. Mai 2002. Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4'395-4'682.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189-204.
- SRVA und LBL, 2001. Wegleitung für den ökologischen Ausgleich auf dem Landwirtschaftsbetrieb: Bewirtschaftungsauflagen – Beiträge – ... Tipps. 12 S.





Teil II:  
Evaluationsprogramme im  
Mittelland

#### Untersuchungsgebiete:

- ▲ 1998–1999 und 2002–2003
- 2000–2001
- Fallstudiengebiete

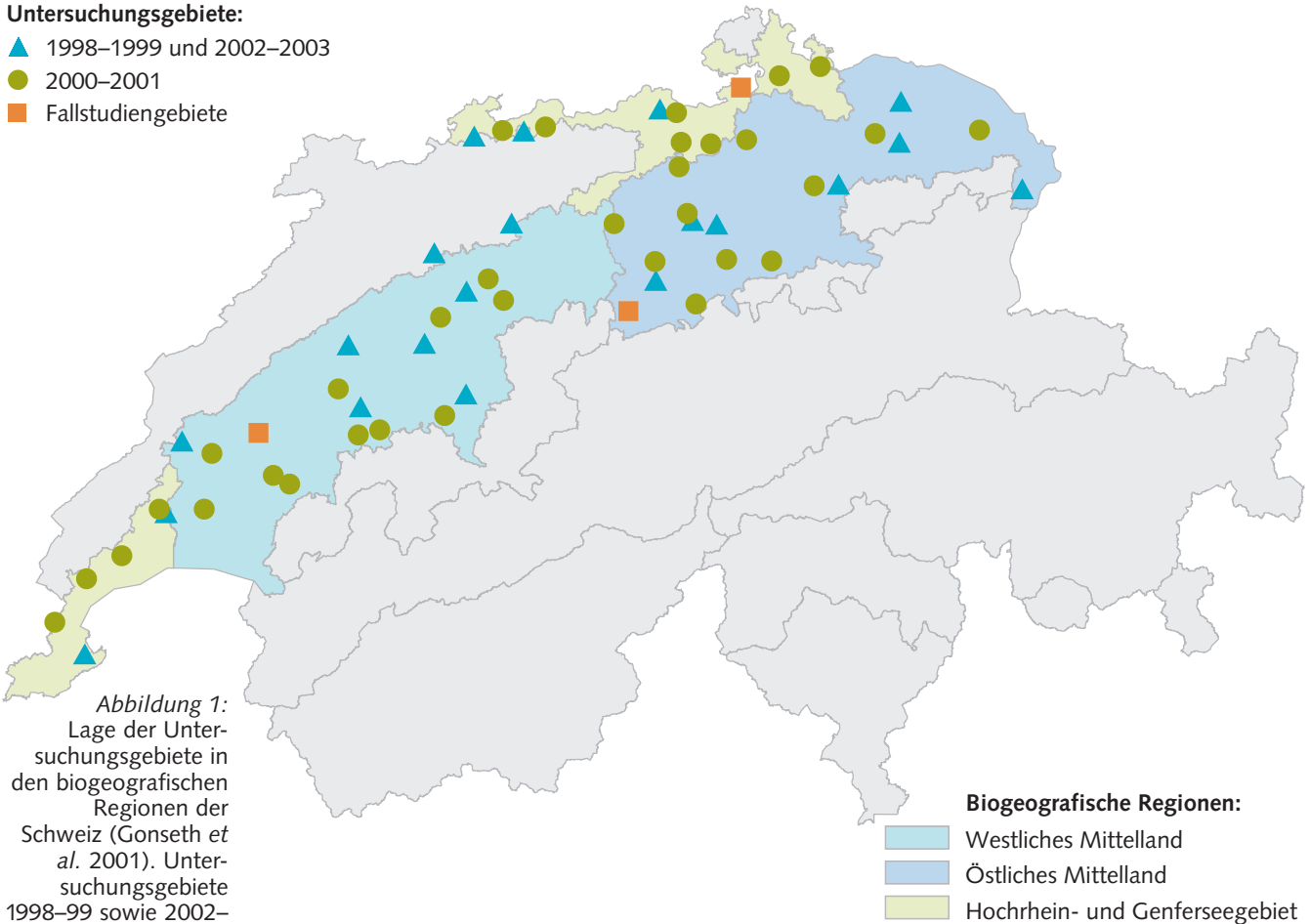


Abbildung 1:  
Lage der Untersuchungsgebiete in den biogeografischen Regionen der Schweiz (Gonseth *et al.* 2001). Untersuchungsgebiete 1998–99 sowie 2002–03: Aufnahmen der öAF, Landnutzung, naturnahe Landschaftselemente und Brutvögel. Untersuchungsgebiete 2000–01: Aufnahmen der öAF und Vegetation.

Datengrundlagen  
Gemeindegrenzen:  
BFS Geostat  
Biogeografische  
Regionen: BFS Geostat/BUWAL

#### Biogeografische Regionen:

- Westliches Mittelland
- Östliches Mittelland
- Hochrhein- und Genferseegebiet

## 4 Die Untersuchungsgebiete des «Mittelland-Monitorings»

Suzanne Dreier, Lukas Kohli, Gabriela Hofer, Beatrice Schüpbach und Franz Bigler

Im Teilprojekt «Mittelland-Monitoring» wurden zwischen 1998 und 2003 die beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen in 56 Untersuchungsgebieten im schweizerischen Mittelland untersucht. In 23 dieser Untersuchungsgebiete wurden Bestandserhebungen von Brutvögeln durchgeführt. Die Vegetation wurde als Indikator für die Biodiversität auf Parzellenebene verwendet, die Brutvögel als Indikatoren für die Biodiversität auf Landschaftsebene. Die Vegetationsaufnahmen in über 2'000 ökologischen Ausgleichsflächen ermöglichen repräsentative Aussagen zu deren Zustand in drei biogeografischen Regionen und zwei Produktionszonen.

Im Rahmen der «Evaluation der Ökomassnahmen des Bundes – Bereich Biodiversität» untersuchte Agroscope FAL Reckenholz zusammen mit der Schweizerischen Vogelwarte Sempach im Teilprojekt «Mittelland-Monitoring» die Wirkung der Ökomassnahmen auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Aus diesem Teilprojekt stammen der Überblick über die räumliche Verteilung (Kap. 3) sowie die Resultate zur Qualität der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) (Kap. 5.1, 5.2 und 5.3) und zur Wirkung der öAF auf die Brutvogelbestände (Kap. 7).

Die Zusammensetzung der Vegetation gibt Aufschluss über die Intensität der Bewirtschaftung (Dietl 1994, Dietl und Grünig 2003) und gilt auch aus faunistischer Sicht als Referenzmass für die Biodiversität (Duelli und Obrist 1998). Vögel können als Indikatoren zur Beurteilung des ökologischen Zustands der Landschaft und für Veränderungen in der Landschaft verwendet werden (Pfister und Birrer 1997). Das «Mittelland-Monitoring» wird

Suzanne Dreier,  
Gabriela Hofer,  
Beatrice Schüpbach  
und Franz Bigler,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich  
Lukas Kohli,  
Schweizerische  
Vogelwarte,  
CH-6204 Sempach



durch vertiefte Untersuchungen von Arthropoden in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (ZH), Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR-VD) und Ruswil/Buttisholz (LU) ergänzt (Kap. 6).

## Auswahl der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen beschränkten sich auf das schweizerische Mittelland. Im Mittelland ist das Potenzial für eine hohe Artenvielfalt auf Grund klimatischer und naturräumlicher Gegebenheiten besonders gross (Schmid *et al.* 1998). Zudem sind die Nutzungskonflikte hier am grössten. Die landwirtschaftliche Produktion wurde stark intensiviert, Siedlungen, Industrie und Infrastrukturen breiten sich stetig aus, und die wenigen naturnahen Gebiete werden als Naherholungsgebiete stark beansprucht (Koeppel *et al.* 1991, Roth *et al.* 1994, Roth *et al.* 2001). Dementsprechend sind im Mittelland besonders viele Lebensräume für Wildtiere und wildwachsende Pflanzen verloren gegangen oder in ihrer Qualität beeinträchtigt worden. Daher ist auch der Bedarf an zusätzlichen naturnahen Elementen in dieser Region hoch (Broggi und Schlegel 1989) und die Anlage von öAF von besonderer Bedeutung. Die Beschränkung auf das Mittelland ergab sich auch durch die für die Evaluation zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel. Dies hat zur Folge, dass keine Aussagen zu den Berggebieten und zum Jura gemacht werden können – obwohl diese Gebiete rund ein Drittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen (BLW 2001) und für die Artenvielfalt der Schweiz wichtig sind.

Von den insgesamt 56 über das ganze Mittelland verteilten Untersuchungsgebieten (Abb. 1) wurde in den Jahren 1998 und 1999 eine erste Gruppe von 20 Gebieten und zusätzlich drei Fallstudiengebieten so ausgewählt, dass die drei Hauptnutzungstypen Ackerbau, Futterbau und Mischwirtschaft für den Vergleich ausreichend vertreten waren.

Bei einem Verhältnis zwischen Acker- und Futterbau grösser als 2:1 sprechen wir von Ackerbaugebieten, bei einem Verhältnis kleiner als 1:2 von Futterbaugebieten und bei den übrigen von gemischt bewirtschafteten Gebieten (Hofer *et al.* 2002) (Tab. 1).

Damit die typischen Brutvogelarten der offenen und halboffenen Kulturlandschaft in repräsentativer Arten- und Individuenzahl angetroffen werden, waren Untersuchungsgebiete von mindestens 400 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche erforderlich. In den Gebieten, die 1998 und 1999 untersucht wurden, wurden ausserhalb der Siedlungsgebiete und des Waldes die typischen Kulturlandvögel, die landwirtschaftliche Nutzung, die naturnahen Landschaftselemente (Lebensrauminventar; Kohli und Birrer 2003, Kohli *et al.* 2004) und die öAF erfasst. Die Aufnahmen wurden nach vier Jahren wiederholt. Die Fallstudiengebiete wurden jährlich bearbeitet; bei den Auswertungen wurden jedoch nur je zwei Erhebungen berücksichtigt (Abb. 1).

In den Jahren 2000 und 2001 wurden in den drei biogeografischen Regionen (Wohlgemuth 1996, Gonseth *et al.* 2001) «Westliches Mittelland», «Östliches Mittelland» sowie im «Hochrhein- und Genferseegebiet» je sieben Gemeinden in der Ackerbau- und Übergangszone und je vier Gemeinden in der Hügelzone zufällig ausgewählt. Durch die Kombination dieser drei biogeografischen Regionen mit zwei Gruppen von Produktionszonen entstanden sechs Untersuchungsräume (Tab. 1). Dieses Vorgehen ermöglichte Auswertungen zu den einzelnen Untersuchungsräumen und das Erkennen von Unterschieden zwischen diesen. Resultate zum ganzen «Mittelland» wurden aus den Ergebnissen der einzelnen Untersuchungsräume mit dem Flächenanteil der öAF-Typen pro Untersuchungsraum (Datengrundlage: AGIS 2002) gewichtet und aufsummiert.

## Kartierung der ökologischen Ausgleichsflächen

Die Lage der beitragsberechtigten öAF gemäss Direktzahlungsverordnung (DZV, Bundesrat 1998) wurde mit Hilfe der kantonalen Landwirtschaftsämter und der Ackerbaustellen-

**Tabelle 1. Untersuchungsgebiete der Jahre 1998 bis 2003, eingeteilt nach biogeografischen Regionen, landwirtschaftlichen Produktionszonen und Charakterisierung der Nutzung (Datengrundlage: AGIS 1998)**

		Biogeografische Region		
Produktionszone	Serie	Westliches Mittelland	Östliches Mittelland	Hochrhein- und Genferseegebiet
Tal- und Übergangszone	1998/2002	Düdingen FR	Altstätten SG	Reinach BL
		Münsingen BE	Weinfelden TG	
		Utzenstorf BE	Aristau AG	
		Selzach SO*		
		Müntschemier BE		
		Method VD		
	1999/2003	Kirchlindach BE	Hildisrieden LU	Döttingen AG
		Oensingen SO	Zuzwil SG	Gollion VD
			Affoltern a.A. ZH	Meinier GE
	2000	Courlevon VD	Roggwil TG	Pratteln BL
		Bretigny-s.-M. VD	Steinhausen ZG	Senarclens VD
		Ursins VD		
	2001	Billens-Hennens FR	Oberrohrdorf AG	Coinsins VD
		Heinrichswil-Winistorf SO	Pfäffikon ZH	Wagenhausen TG
		Pierrafortscha FR	Bettwiesen TG	Bougy-Villars VD
Iffwil SO		Besenbüren AG	Chavannes-d.-B. VD	
		Winkel ZH	Trüllikon ZH	
Hügelzone	1999/2003		Bauma ZH	Arisdorf BL*
	2000	Rümligen BE	Schlossrued AG	
			Herlisberg LU	
			Dierikon LU	
	2001	Alterswil FR	Schönenberg ZH	Ennetbaden AG
		Wynigen BE		Maisprach BL
		Villariaz FR		Regensberg ZH
				Baldingen AG
	Fallstudien	1998–2003	Nuvilly/Combremont-le-G.	Ruswil/Buttisholz

hellgrau = vorwiegend Futterbau; hellgrün = Verhältnis Futter-/Ackerbau ausgewogen; dunkelgrau = vorwiegend Ackerbau  
 \*Wird gemäss neuester Einteilung in biogeografische Räume (Gonseth et al. 2001) der Region ‚Jura‘ zugeordnet

leiter ermittelt und auf Plänen (1:5'000) eingezeichnet. Von den als öAF angemeldeten *Extensiv genutzten Wiesen* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen*, Streueflächen und Hecken wurden Merkmale des Standorts und der Strukturen dokumentiert sowie Pflanzenartenlisten erstellt. Da Hochstamm-Obstgärten meist nur pauschal und ohne Parzellenangaben angemeldet wurden und deshalb mit den erhältlichen Unterlagen nicht eindeutig einer Parzelle zugeordnet werden konnten, wurde in jedem Untersuchungsgebiet aus der Grundgesamtheit der Obstgärten mit Hilfe eines Luftbilds eine zufällige Auswahl getroffen (Datengrundlage: Luftbild Schweiz). In jedem Untersuchungsgebiet wurden fünf ausgewählte Hochstamm-Obstgärten mit mindestens sechs Bäumen verifiziert und kartiert. Zwischen 1998 und 2001 wurden 2'310 Wiesen, 104 Streueflächen, 363 Hecken und 187 Hochstamm-Obstgärten kartiert und beschrieben. Die Aufnahmen der 1'600 öAF aus den 33 zufällig ausgewählten Gemeinden (2000/01) wurden mit den Aufnahmen von Hecken und Obstgärten der Untersuchungsgebiete aus den Jahren 1998 und 1999 ergänzt und daraus repräsentative Angaben für die sechs Untersuchungsräume (Tab. 1) sowie für das gesamte Mittelland abgeleitet. Die Kartiersaison erstreckte sich für die Wiesen von Ende

April bis zum 15. Juni (erster Schnitttermin für Wiesen im ökologischen Ausgleich in der Talzone) und für die übrigen Objekte bis Ende September. Die Flächenangaben in den Auswertungen in Kapitel 5.1, 5.2 und 5.3 beziehen sich auf die im Feld erhobenen und anschliessend im GIS digitalisierten Werte und können folglich von den angemeldeten Flächen abweichen. Nicht beitragsberechtigte öAF-Typen wurden nicht erfasst.

### **Grasland**

Die Vegetation der als öAF angemeldeten Wiesen wurden in den Jahren 1998 und 1999 nach der Methode «Agrofutura» bewertet (Agrofutura 1996). Da mit diesem Aufnahmeverfahren gewisse Wiesentypen nicht angemessen erfasst werden können (z.B. Streueflächen, Feuchtwiesen, Saumvegetation) und zudem keine Informationen zum Vorkommen einzelner Arten vorliegt, insbesondere zu Arten der *Roten Liste* und den Artenlisten der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV), wurde in den Jahren 2000 und 2001 in 33 Untersuchungsgemeinden Vegetationsaufnahmen mit Angaben zu allen beobachteten Arten im Hauptbestand der Wiesenflächen erstellt und die Ertragsanteile geschätzt. Die Aussagen zum Zustand und zur Qualität des Graslandes im Mittelland (Kap. 5.1) beruhen auf den Aufnahmen der Jahre 2000 und 2001.

### **Hecken**

In allen Untersuchungsgebieten wurden die als öAF angemeldeten Hecken kartiert. In fünf Untersuchungsgebieten wurden keine Hecken angemeldet. Die Heckenlänge wurde mit dem GIS berechnet.

### **Hochstamm-Obstgärten**

In fünf zufällig ausgewählten Obstgärten in 38 Untersuchungsperimetern (die Fallstudiengebiete und 15 Gebiete mit weniger als 5 angemeldeten Hochstamm-Obstgärten wurden nicht untersucht) wurde die Vegetation im Unterwuchs erhoben und die Baumarten, das geschätzte Baumalter, Totholzanteile und Baumhöhlen notiert. Die Obstgartengrösse und die Distanz zu den umliegenden öAF wurden mit dem GIS berechnet.

### **Buntbrachen**

80 Buntbrachen, Rotationsbrachen und Ackerschonstreifen wurden lokalisiert, aber wegen des Untersuchungsprogramms zur Qualität und Anlage von Buntbrachen (Eggenchwiler und Jacot 2001) an der FAL nicht mit Artenlisten dokumentiert (Kap. 5.4).

## **Bewertung der Qualität der öAF**

Mit den Resultaten der Untersuchungen können nur Aussagen zum aktuellen Zustand der öAF gemacht werden. Da keine Referenzflächen untersucht wurden (mit Ausnahme der Hecken), haben wir zur Beurteilung einen normativen Ansatz gewählt und die Vegetation nach den Wiesenintensitäts-Typen nach Dietl (1994, 1995) klassiert. Ökologische Ausgleichsflächen mit ökologischer Qualität oder mit Rückführungspotenzial wurden nach den Kriterien der ÖQV abgeschätzt (Bundesrat 2001). Bei Wiesen und Streueflächen wurde das Vorkommen der notwendigen Anzahl Indikatorarten eruiert. Bei den Hecken und Hochstamm-Obstgärten wurden die verlangten Gehölz- und Baumstrukturen sowie zusätzliche Qualitätskriterien wie Distanzen und Flächengrössen anhand der Informationen aus den Aufnahmeblättern und dem GIS mit einbezogen. Mit schrittweise rückwärtsgerichteter logistischer Regression wurde untersucht, ob die Anteile der öAF-Typen mit ökologischer Qualität durch die Lage in den biogeografischen Regionen und/oder den landwirtschaftlichen Produktionszonen beeinflusst wurden. Der Einfluss der einzelnen Parameter auf die Anteile öAF mit Qualität wurde mit der «Pearson  $\chi^2$ »-Testgrösse berechnet. Falls die Variable «Landwirtschaftliche Produktionszone» einen signifikanten Einfluss auf die Anteile

mit Qualität aufwies, wurde in einem weiteren Schritt dieselbe Analyse gruppiert nach biogeografischer Region durchgeführt, um herauszufinden, in welcher Region dieser Einfluss wesentlich wirksam wurde. Bei der Durchführung multipler Vergleiche wurden die Irrtumswahrscheinlichkeiten nach Bonferroni korrigiert.

## Brutvögel

Von den 99 Vogelarten, die regelmässig im Kulturland brüten oder dort ihre Nahrung suchen, wurden 37 Arten ausgewählt, die sich als Indikatoren zur Beurteilung der Wirksamkeit von öAF eignen. Die Aufnahme- und Analysemethoden werden in Kapitel 7 dargestellt.

## Landnutzung und naturnahe Landschaftselemente

In den 23 Untersuchungsgebieten von 1998 und 1999 wurden ausserhalb des Siedlungsgebiets und des Waldes nebst den öAF auch die landwirtschaftliche Nutzung und alle naturnahen Landschaftselemente mit einem Lebensrauminventar erfasst (Kohli und Birrer 2003, Kohli *et al.* 2004). Die landwirtschaftliche Nutzung wurde Mitte Juni bis Mitte Juli kartiert. Es wurden 28 Nutzungstypen unterschieden, die für die Auswertung zu folgenden Kategorien zusammengefasst wurden: Äcker, Getreide, Mais, Brachen, Wiesen, Weiden, Bäume, Reben, naturnahe Flächen und nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen.

Mit dem Lebensrauminventar kann die Landschaft aus tierökologischer Sicht beschrieben werden (Pfister und Birrer 1990). Die im Lebensrauminventar erfassten naturnahen Landschaftselemente können nur teilweise als öAF angemeldet werden. Naturnahe Landschaftselemente wie Flüsse gehören nicht zur landwirtschaftlichen Nutzfläche und können deshalb nicht angemeldet werden. Auch Teiche und Gräben sind gemäss DZV nicht beitragsberechtigt. Umgekehrt wiesen nicht alle öAF eine genügende Qualität auf, um im Lebensrauminventar erfasst zu werden.

## Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Im Hinblick auf die Kapitel über die Qualität der öAF-Typen sowie zu den Brutvögeln werden die Untersuchungsgebiete (bzw. die untersuchten Regionen und Zonen) auf der Basis gesamtschweizerisch erfasster Daten kurz charakterisiert. Durchschnittlich umfasst ein Untersuchungsgebiet 436 ha (175 bis 2'834 ha) mit einer durchschnittlichen landwirtschaftlichen Nutzfläche von 256 Hektaren (33 bis 1'619 ha) (Datengrundlage: BFS 1998, AGIS 2002).

### Ökologische Ausgleichsflächen in den Untersuchungsgebieten

In den 23 Untersuchungsgebieten der Jahre 1998 und 1999 (Tab. 1) lag der Anteil der beitragsberechtigten öAF an der Feldfläche (entspricht der Gesamtfläche ohne Wald und Siedlung) bei der ersten Erhebung durchschnittlich bei 7,1 %. In Ackerbaugebieten hatte es mit 5,2 % signifikant weniger öAF als in den Futterbaugebieten mit 8,9 % (ANOVA;  $F_{2,40}=4,64$ ;  $p=0,016$ ). Bis zur zweiten Erhebung vier Jahre später nahm der durchschnittliche Anteil auf 8,1 % zu. Die meisten öAF Typen haben zugenommen, wobei mit Abstand die stärkste Zunahme bei den *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1) zu verzeichnen war. Die durchschnittliche Zunahme der anderen öAF-Typen war mit maximal 0,3 % der Feldfläche sehr bescheiden. Eine Abnahme von der ersten zur zweiten Erhebung war einzig bei den Hochstamm-Obstgärten (in allen Hauptnutzungsklassen) sowie bei *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4) in Ackerbaugebieten festzustellen.

In den 33 Untersuchungsgebieten der Jahre 2000 und 2001 lag der Anteil der öAF an der landwirtschaftlichen Nutzfläche gemäss Anmeldungen bei 8 % (Mittelwerte der sechs Untersuchungsräume nach Tabelle 1 zwischen 4,9 % und 10,5 %) (Datengrundlage: AGIS

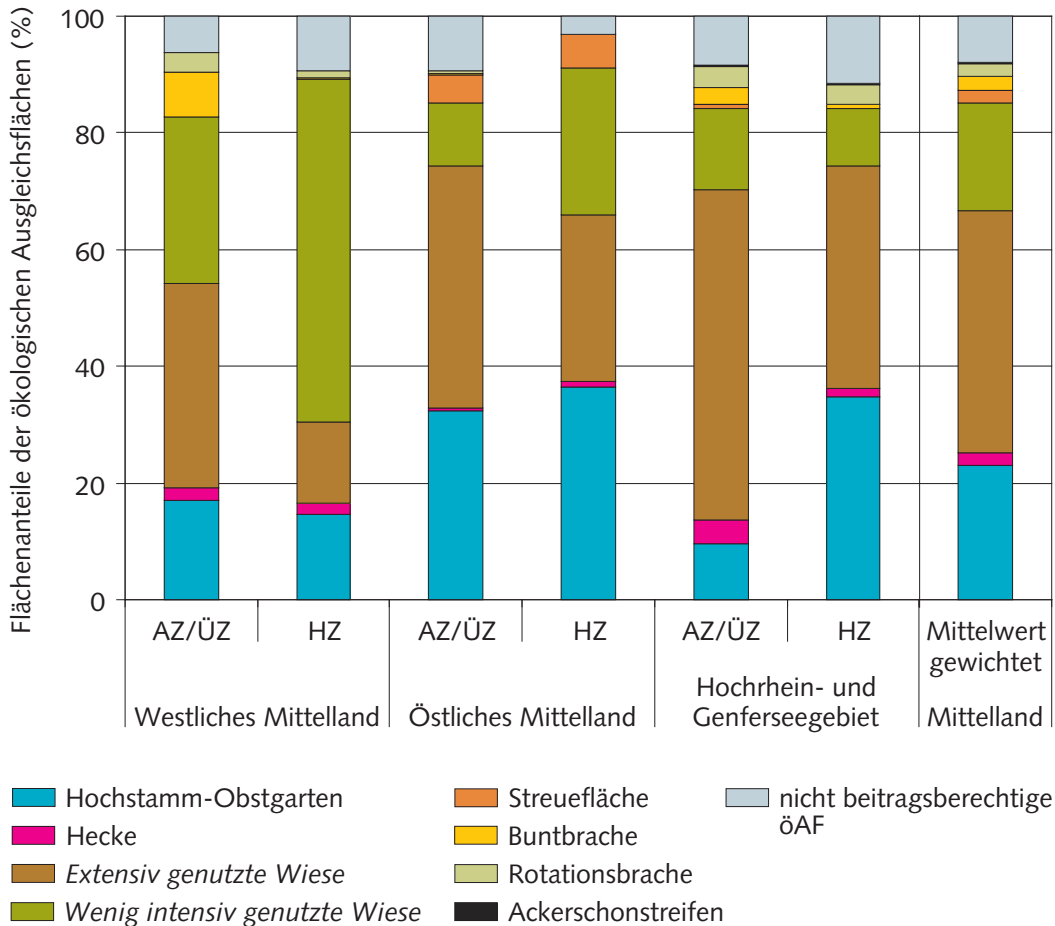


Abbildung 2: Flächenanteile der verschiedenen Typen ökologischer Ausgleichsflächen in 33 Untersuchungsgebieten der Jahre 2000 und 2001 und Flächengröße der untersuchten landwirtschaftlichen Nutzfläche pro Untersuchungsraum (Datengrundlage: AGIS 2002).

2002). Die Flächenverteilung dieser öAF-Typen innerhalb der sechs Untersuchungsräume sind in Abbildung 2 dargestellt. Für die Berechnungen der Fläche von Hochstamm-Obstgärten wurde eine Are pro Baum eingesetzt. Wiesen und Hochstamm-Obstgärten waren mit 83 % die am häufigsten angemeldeten öAF-Typen: Die zwei Wiesentypen *Extensiv genutzte Wiese* (41,5 %) und *Wenig intensiv genutzte Wiese* (18,4 %) machten zusammen 60 % der öAF aus (48-73 %). Der Flächenanteil der Hochstamm-Obstgärten lag bei 23 % (10-36 %). Die restlichen 17 % waren Streueflächen (2,2 %), Hecken (2,0 %), Rotationsbrachen (2,2 %), Buntbrachen (2,5 %), Ackerschonstreifen (0,1 %) und nicht beitragsberechtigte Flächen (8,0 %).

Die Verteilung der öAF-Typen in den Untersuchungsräumen widerspiegelt diejenige in den biogeografischen Regionen oder in den Produktionszonen des schweizerischen Mittellandes (Kap. 3). Die deutlich höheren Flächenanteile der *Extensiv genutzten Wiesen* im «Hochrhein- und Genferseegebiet» und die höheren Anteile der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* in den Hügellagen des Mittellands sind auch in unseren Untersuchungsgebieten zu beobachten. Hochstamm-Obstgärten sind ebenfalls allgemein häufiger im «Östlichen Mittelland» als im «Westlichen Mittelland». Unterschiede zu den allgemeinen Trends zeigen sich in den hohen Anteilen der Hochstamm-Obstgärten in der Hügellage des «Hochrhein- und Genferseegebietes» und auch in dem etwas höheren Flächenanteil bei den Buntbrachen im «Westlichen Mittelland», welche aber auch in der Gesamtbilanz in den Talgebieten des «Westlichen Mittellandes» und des «Hochrhein- und Genferseegebietes» höher lag als in den übrigen Regionen (Kap. 3).

### Literatur

- Agrofutura, 1996. Wiesen-Kartierungsschlüssel. Frick.  
 BFS, 1998. Einblicke in die schweizerische Landwirtschaft. Bern, Bundesamt für Statistik.  
 BLW, 2001. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft. 304 S.



- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Broggi M.F. und Schlegel H., 1989. Nationale Prioritäten des ökologischen Ausgleichs im landwirtschaftlichen Talgebiet. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL (Hrsg.). Schriftenreihe Umwelt 306. 162 S.
- Dietl W., 1994. Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Dietl W., 1995. Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4, 239-249.
- Dietl W. und Grünig A., 2003. Artenreiche Wiesen der Schweiz. In: Oppermann T. und Guyer H.-U. (Hrsg.), Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Stuttgart, Ulmer, 55-65.
- Duelli P. und Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. Biodiversity and Conservation 7, 297-309.
- Eggenschwiler L. und Jacot K., 2001. Einfluss von Saatmischungen und Schnitt auf die Vegetation von Brachen. Agrarforschung 8 (8), 306-311.
- Gonseth Y., Wohlgemuth T., Sansonnens B. und Buttler A., 2001. Die biogeographischen Regionen der Schweiz. Erläuterungen und Einteilungsstandard. Umwelt Materialien 137. 47 S.
- Hofer G., Herzog F., Spiess M. und Birrer S., 2002. Vegetation und Brutvögel als Ökoindikatoren im Mittelland. Agrarforschung 9 (4), 152-157.
- Koeppl H.D., Schmitt H.M. und Leiser F., 1991. Landschaft unter Druck. Zahlen und Zusammenhänge über Veränderungen in der Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Kohli L. und Birrer S., 2003. Verflorgene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach 2. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Pfister H.P. und Birrer S., 1990. Inventar naturnaher Lebensräume im Kanton Luzern. Anthos 29, 18-22.
- Pfister H.P. und Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 35, 173-193.
- Roth U., Keller V., Zeh H., Gremminger T. und Engel E., 2001. Landschaft unter Druck. 2. Fortschreibung 1984-1995. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Roth U., Leiser F. und Schmitt H.M., 1994. Landschaft unter Druck – Fortschreibung: Zahlen und Zusammenhänge über Veränderung der in der Landschaft Schweiz, Beobachtungsperiode 1978-1989. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. und Zbinden N., 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Lichtenstein 1993-1996. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Wohlgemuth T., 1996. Ein floristischer Ansatz zur biogeographischen Gliederung der Schweiz. Botanica Helvetica 106, 227-260.

## 5 Vegetation der ökologischen Ausgleichsflächen im Mittelland



### 5.1 Wiesen im ökologischen Ausgleich

Suzanne Dreier und Gabriela Hofer

Fast 80 % aller ökologischen Ausgleichsflächen (ohne Hochstamm-Feldobstbäume) sind Wiesen. Arten der *Roten Liste* waren selten und kamen nur in 7 % der *Extensiv genutzten Wiesen* und in 3 % der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* vor. Der Anteil Grasland im ökologischen Ausgleich, der den artenreichen Talfettwiesen (Arrhenatherion) zugeordnet werden konnte, war in der biogeografischen Region «Hochrhein- und Genferseegebiet» am höchsten. Die Wiesen waren jedoch oft artenarm oder entsprachen in ihrer Artenzusammensetzung intensiv genutzten Wirtschaftswiesen. Wurden die Wiesen mit den Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) bewertet, zeigte sich, dass im Mittelland 29 % der *Extensiv genutzten Wiesen* und 11 % der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* eine gute ökologische Qualität oder ein Potenzial zur Rückführung in artenreiche Wiesen besaßen. Streuwiesen wurden im Mittelland nur wenige angemeldet. Ihre Vegetation entsprach meist jener der traditionell genutzten artenreichen Ried- und Feuchtwiesen. 82 % wiesen eine Qualität gemäss der ÖQV auf.

Abbildung 1:  
Artenreiche  
Fromentalwiese im  
Schweizer Mittelland  
(Foto: Gabriela  
Brändle).

Suzanne Dreier und  
Gabriela Hofer,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

Bis Mitte des 20. Jahrhunderts waren die artenreichen Magerwiesen, die frischen Fromentalwiesen sowie die permanenten Nasswiesen in der Kulturlandschaft weit verbreitet. Diese Wiesengesellschaften hatten sich in einem Zeitraum von vielen Jahrzehnten als Folge der traditionellen Nutzung zur Heu- und Streuegewinnung und unter dem Einfluss der Beweidung hin zu artenreichen Lebensräumen entwickelt. Die variablen Geländeformen sowie die unterschiedlichen geologischen und klimatischen Bedingungen auf kleinem Raum förderten ebenfalls die Vielfalt der Wiesentypen. Die Pflanzengesellschaften dieser Wiesen ist aus den Beschreibungen verschiedener Autoren bekannt (z.B. Stebler und Schröter 1892, Schneider 1954, Dietl 1995). Das Verschwinden dieser Wiesentypen und der damit verbundene Rückgang der für die einzelnen Lebensräume charakteristischen Arten ist dokumentiert (Bau- und Landwirtschafts-Departement des Kantons Solothurn 1987). Verursacht wurde der Rückgang durch Veränderungen in der Bewirtschaftung und der Futtergewinnung sowie durch den Rückgang in der Nachfrage nach Streumaterial. Die Intensivierung der Graslandnutzung führte dazu, dass die artenreichen Wiesenbestände heute fast vollständig aus dem Landschaftsbild des Mittellandes verschwunden sind. Mit dem Fortschreiten dieser Entwicklung werden auch die zahlreichen Tierarten der vielfältigen Wiesen zurückgedrängt. Zum Teil sind sie heute sogar vom Aussterben bedroht.

Die verschiedenen Wiesentypen bilden mit 78 % aller ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) oder 90'000 ha (davon 45'000 ha im Mittelland) den weitaus grössten Flächenanteil der öAF, die im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) angemeldet wurden, wobei die Flächenanteile der Hochstamm-Obstgärten nicht berücksichtigt sind (BLW 2003). Die Anmeldung von Grasland als öAF ist an Bewirtschaftungsvorschriften geknüpft. Beitragsberechtigtes Grasland kann drei verschiedenen Typen von öAF zugeordnet werden: *Extensiv genutzten Wiesen*, *Wenig intensiv genutzten Wiesen* und Streueflächen. Die damit verbundenen Verpflichtungen (z.B. bei der Bewirtschaftung und der Vertragsdauer) und die finanziellen Beiträge sind in der Direktzahlungsverordnung (Bundesrat 1998) festgelegt (Kap. 3).

## Material und Methoden

### Erhebungen in öAF-Wiesen

In den Jahren 2000 und 2001 wurde in 33 zufällig ausgewählten Gemeinden im schweizerischen Mittelland die Vegetationszusammensetzung in 1'410 als öAF angemeldeten Wiesen und Streueflächen kartiert (Kap. 4). Im homogenen Hauptbestand der Vegetation dieser untersuchten Wiesen wurde eine Artenliste erstellt. Arten, die nur im Randbereich vorkamen, wurden in den Auswertungen nicht berücksichtigt. Alle Wiesen wurden im Erstaufwuchs beurteilt. Der Ertragsanteil dominanter Arten wurde ab einem Wert von 10 % geschätzt; vereinzelt vorkommende Arten wurden als solche gekennzeichnet. Die Arten der Streueflächen wurden aufgrund der oft heterogenen Vegetation mit den Klassen «dominant», «häufig», «zerstreut» und «vereinzelt» erfasst.

Die Anzahl gefährdeter und potenziell gefährdeter Arten in den untersuchten öAF-Wiesen wurde aufgrund der *Roten Liste* der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz ermittelt (Moser *et al.* 2002).

### Wiesentypen und Qualität der öAF-Wiesen

Die aktuelle Artenzusammensetzung der Wiesen im ökologischen Ausgleich wurde den von Dietl und Grünig (2003) beschriebenen Wiesentypen des Wirtschaftsgrünlandes zugeordnet, um eine Aussage zum Zustand ihres Beitrags zur Habitat- und Artenvielfalt zu machen. Dietl (1994, 1995) hat in den letzten Jahrzehnten die Vegetation der Wirtschaftswiesen im schweizerischen Mittelland ausführlich dokumentiert. Er beschreibt die Vielfalt der Wiesentypen und klassifiziert sie nach der Intensität von Düngung und Nutzung.

Die Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV; Bundesrat 2001) beurteilt die ökologische Qualität von Wiesen anhand des Vorkommens einer minimalen Anzahl charakteristischer Pflanzenarten pro Flächeneinheit. Dies ermöglicht die Unterscheidung zwischen qualitativ genügenden und ungenügenden Flächen. Flächen von genügender Qualität können (neben den artenreichen Wiesen) auch solche sein, die aufgrund der botanischen Zusammensetzung ein Verbesserungspotenzial aufweisen (Rückführungswiesen). Die zur Ausscheidung verwendeten Pflanzenarten sind in den Tallagen Zeigerarten der Fettwiesen (v.a. Fromentalwiesen; Abb. 1). Da mit den Kartiervorschriften der ÖQV nur kleine Flächen erhoben werden, bei der Evaluation der öAF aber Artenlisten von der gesamten Fläche erstellt wurden, werden die tatsächlichen Anteile der Flächen mit Qualität nach ÖQV etwas überschätzt. Um diese Überschätzung zu korrigieren, wurden für diese Auswertungen nur die auf den Einzelflächen regelmässig oder dominant vorkommende Arten berücksichtigt. Arten, die nur vereinzelt beobachtet wurden, flossen nicht in die Bewertungen ein. Der durchschnittliche Gesamtanteil jener Wiesen im Mittelland, welche Arten der *Roten Liste* enthielten oder die Kriterien der ÖQV erfüllten, wurden mit den Gesamtanteilen der angemeldeten Flächen pro Wiesentyp in den Untersuchungsräumen gewichtet und berechnet (Datenquelle: AGIS 1999–2002) (Kap. 4).

### Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typ 4)

In den *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1a) und den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4) im gesamten Mittelland wurden insgesamt 434 (396 bzw. 288) Arten beobachtet (Tab. 1). Die Stetigkeiten der häufigsten Arten und einiger typischer Zeigerarten für extensiv bewirtschaftete Wiesen (Dietl 1994, Bundesrat 2001) in den untersuchten *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* sind in Abbildung 2 zusammengestellt. 19 Arten kamen in mehr als der Hälfte aller Aufnahmen vor, das heisst sie hatten eine Stetigkeit von über 50 %. Folgende Arten hatten die höchste Stetigkeit: Gemeines Rispengras (*Poa trivialis*), Knautgras (*Dactylis glomerata*), Scharfer Hahnenfuss (*Ranunculus friesianus*), Rotklee (*Trifolium pratense*) und Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) (Abb. 2).

Diese Arten sind typische Vertreter nährstoffreicher und intensiv bewirtschafteter Wiesen. Sie kamen alle in mindestens 80 % der Wiesen vor. Bis auf 57 Arten wiesen alle deutlich tiefere Stetigkeiten von weniger als 10 % auf. Der Wiesensalbei (*Salvia pratensis*) als Bei-

**Tabelle 1. Anzahl (Anz) und Flächenanteile (ha) der untersuchten Extensiv und Wenig intensiv genutzten Wiesen pro Untersuchungsraum und über alle Untersuchungsgebiete im Mittelland. Anzahl Arten und Arten der nationalen und regionalen Roten Listen**

Bio-geografische Region	Zone	Extensiv genutzte Wiese (Typ 1a)							Wenig intensiv genutzte Wiese (Typ 4)						
		Flächen		Artenzahl				Flächen		Artenzahl					
		Anz	ha	Total	Rote Liste				Anz	ha	Total	Rote Liste			
					CH		Regional					CH		Regional	
			Gef	Pot	Gef	Pot				Gef	Pot	Gef	Pot		
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	101	29	214	1	2	4	7	76	27	154	1	0	3	5
	HZ	123	36	215	1	1	3	9	128	61	187	1	1	1	4
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	241	59	260	2	6	10	12	98	25	179	2	0	3	7
	HZ	54	17	185	2	2	3	10	62	20	141	0	1	1	6
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	143	48	245	1	3	5	7	29	11	117	0	0	0	2
	HZ	62	19	206	0	5	5	12	26	9	124	0	1	1	6
<b>Mittelland Total</b>		<b>724</b>	<b>208</b>	<b>396</b>	<b>5</b>	<b>14</b>	<b>32</b>	<b>29</b>	<b>419</b>	<b>154</b>	<b>288</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>10</b>	<b>16</b>

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone  
 Gef = Gefährdete Arten der *Roten Liste*, Pot = Potenziell gefährdete Arten



spiel für eine charakteristische Art der Fromentalwiesen kam in 7 % der *Extensiv genutzten Wiesen* und in 2 % der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* vor. Zeigerarten für trockene und magere Ausprägungen der Fromentalwiesen (*Arrhenatherion*) waren stetiger in *Extensiv genutzten Wiesen*. Dagegen wurden Zeigerarten der feuchten nährstoffreicheren Standorte mit grösserer Stetigkeit in den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* beobachtet (Abb. 2).

### **Gefährdete Arten (Rote Listen)**

In den Aufnahmen aus den *Extensiv* und den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* haben wir insgesamt 8 gefährdete Arten (*Dactylorhiza maculata*, *Agrostemma githago*, *Alopecurus geniculatus*, *Carex riparia*, *Eruca sativa*, *Myosotis caespitosa*, *Ranunculus arvensis* und *Stellaria holostea*) und 17 potenziell gefährdete Arten beobachtet (Moser *et al.* 2002) (Tab. 1). Die Beobachtungen bewegten sich in der Kategorie der gefährdeten Arten zwischen einem und sieben Vorkommen und bei den potenziell gefährdeten Arten zwischen einem und drei Vorkommen pro Art. Auf regionaler Ebene wurden 39 gefährdete Arten verzeichnet. Im gesamten Mittelland wurden in 6,7 % der *Extensiv genutzten Wiesen* und in 2,7 % der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* gefährdete Arten der regionalen *Roten Listen* notiert. In der Hügelizele der Region «Hochrhein- und Genferseegebiet» wurden in 13,8 % der *Extensiv genutzten Wiesen* gefährdete Arten gefunden, im «Westlichen Mittelland» und im Talgebiet des «Östlichen Mittellandes» in 8 bis 10 %. Deutlich tiefer liegen die Anteile bei den *Wenig intensiv genutzten Wiesen*, welche in einigen Regionen sogar unter 1 % fielen (Abb. 3).

Potenziell gefährdete Arten stehen noch nicht auf der *Roten Liste*, würden jedoch bei weiteren Bestandseinbussen bald in eine Gefährdungskategorie fallen. Diese Kategorie kann als «Vorwarnungsliste» interpretiert werden. Das Vorkommen dieser Arten deutet daraufhin, dass eine Gefährdung akut vorhanden ist und dass das weitere Vorkommen der Art von bestandsfördernden Massnahmen abhängig ist (Moser *et al.* 2002). Arten dieser Kategorie sind in den angemeldeten Wiesen bedeutend häufiger (Tab. 1). Wir haben sie in 18 % (9-41 %) der *Extensiv genutzten Wiesen* und in 17 % (9-26 %) der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* gefunden. Wiesen im ökologischen Ausgleich erfüllen somit für diese Arten eine wichtige, den Bestand erhaltende Funktion.

### **Wiesentypen der Wirtschaftswiesen**

In Abbildung 4 sind die Flächenanteile der Wiesentypen in den Untersuchungsräumen dargestellt. Dabei konnten sieben Wiesentypen unterschieden werden, deren Nutzungsintensität in der Reihenfolge der Auflistung zunimmt (Dietl und Grünig 2003): (1) Fromentalwiesen (*Arrhenatherion*) und (2) Feuchtwiesen (*Calthion*, *Molinion*), die traditionell zwei- bis dreimal genutzt werden, (3) Fromental-Fragment-Wiesen, die nur noch ein reduziertes Artenspektrum der typischen Fromentalwiesen enthalten, (4) mittel intensiv genutzte Knäulgraswiesen, (5) Wiesenfuchsschwanzwiesen mit hohem Raigrasanteil, (6) intensiv genutzte Raigraswiesen, die fünf bis sechsmal geschnitten werden können und (7) ein von Hochstauden dominierter Wiesentyp. Die ersten beiden Typen repräsentieren die Zielvegetation der traditionell genutzten Fromental- und Feuchtwiesen.

In der biogeografischen Region «Hochrhein- und Genferseegebiet» entsprachen – je nach Produktionszone – 28 % bzw. respektive 70 % der Gesamtfläche der *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1a) typischen Fromental- oder Feuchtwiesen. In den andern biogeografischen Regionen waren diese Typen mit Flächenanteilen von 3 bis 19 % deutlich seltener. In jeder Region fanden wir auch Flächenanteile zwischen 6 und 40 % mit Fromentalwiesen-Fragmenten. Sie wiesen zwar in ihrer Artenzusammensetzung nicht genügend Kennarten auf, haben aber – immer unter der Voraussetzung, dass die extensive Bewirtschaftung weitergeführt wird – das Potenzial, sich langfristig in eine traditionelle Fromentalwiese zurück zu entwickeln (Jeangros 2001). Flächenanteile der Wiesentypen, die auf eine intensive Bewirtschaftung hindeuten, dominierten in den meisten Regionen (23-76 %).



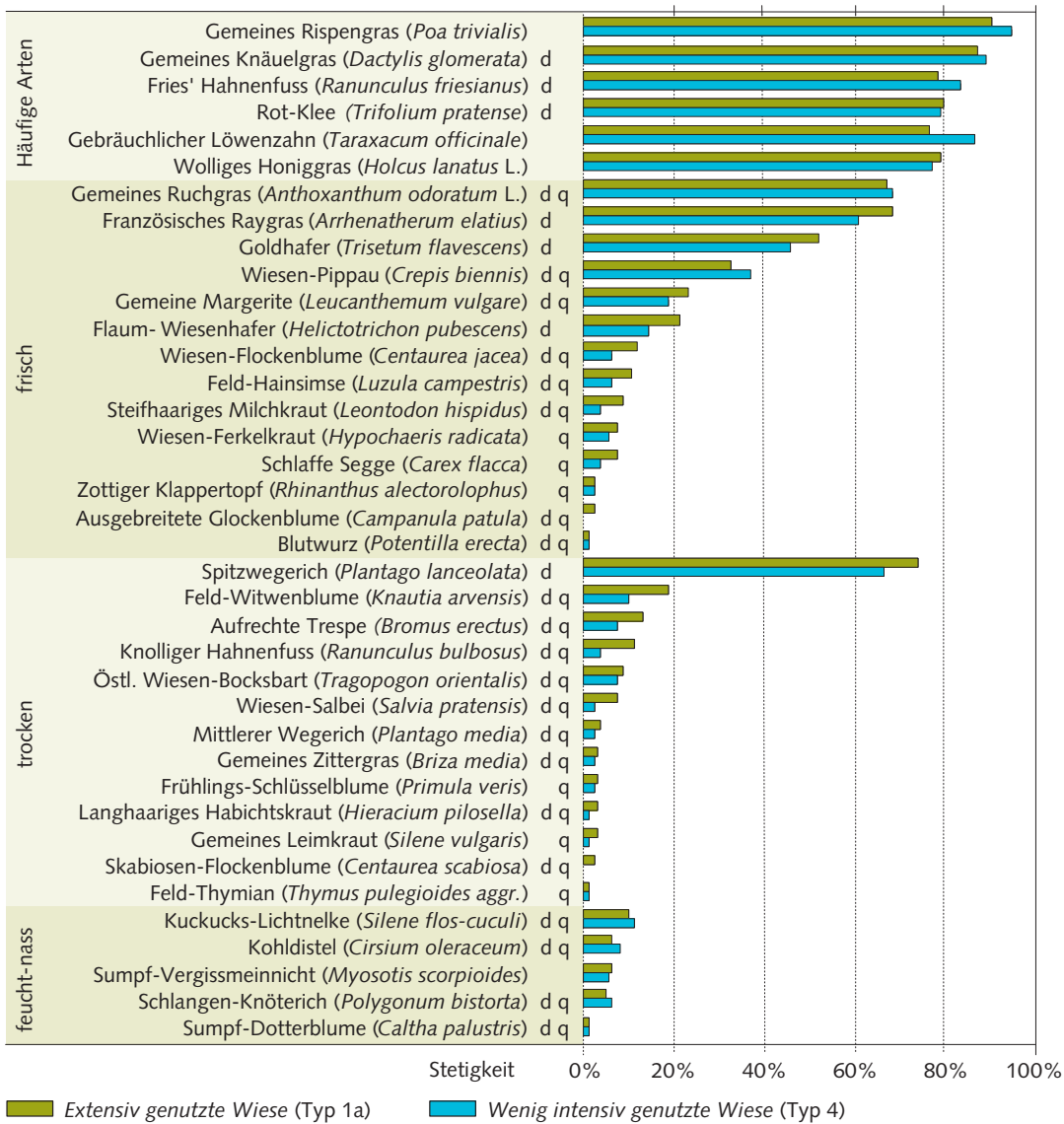
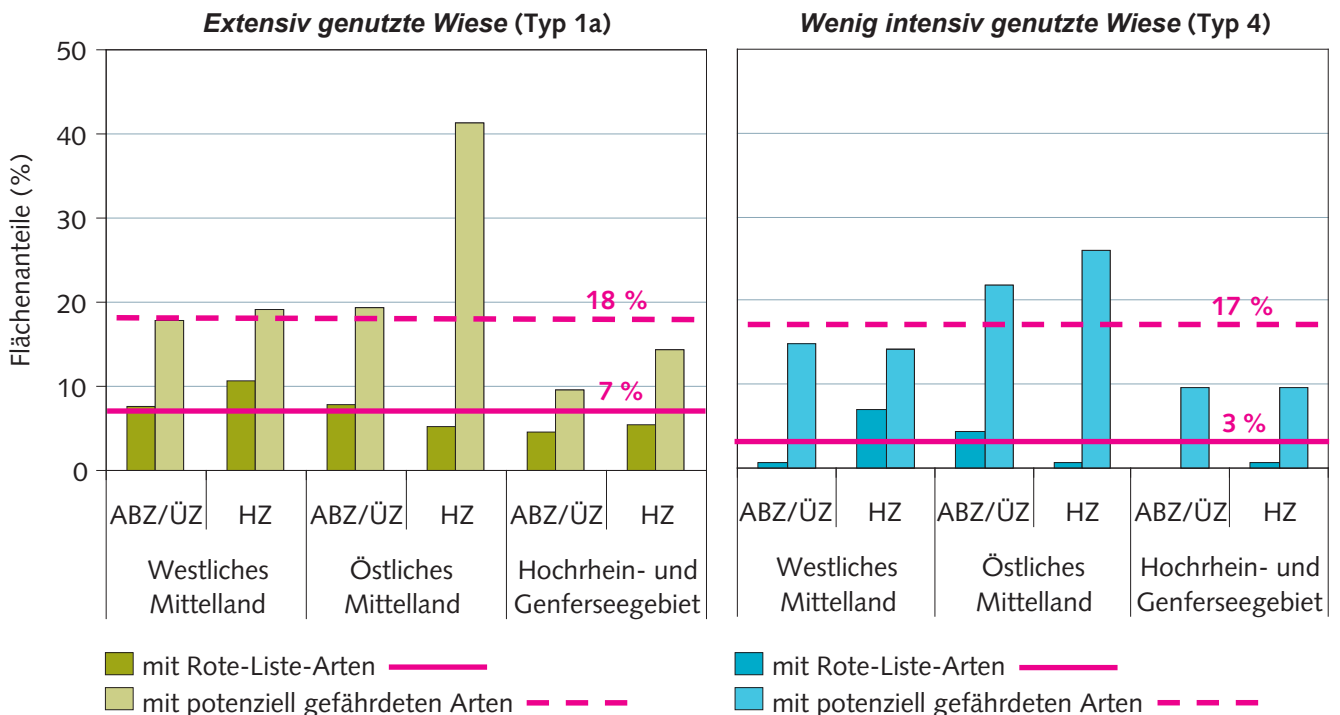


Abbildung 2/links: Stetigkeit der häufigsten Arten und von Zeigerartengruppen für frische, trockene und feucht-nasse Standorte der Fromentalwiesen in Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4). d = Kennart der Dietl Wiesentypen, q = Zeigerart der ÖQV-Bundeslisten.

Abbildung 3/unten: Flächenanteile pro Untersuchungsraum und gewichtete Mittelwerte für das Mittelland (Linien) der Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4) mit gefährdeten Arten der regionalen Roten Liste und mit potenziell gefährdeten Arten. ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone.



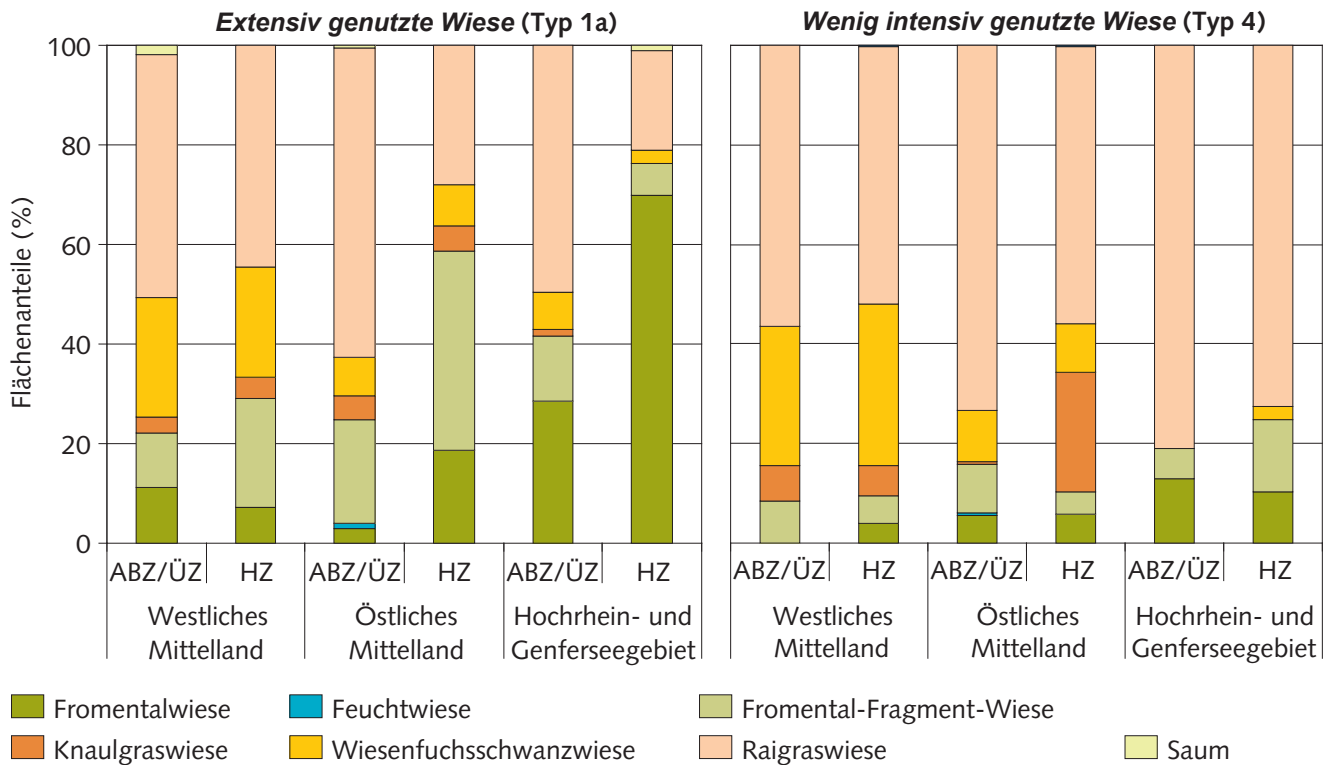


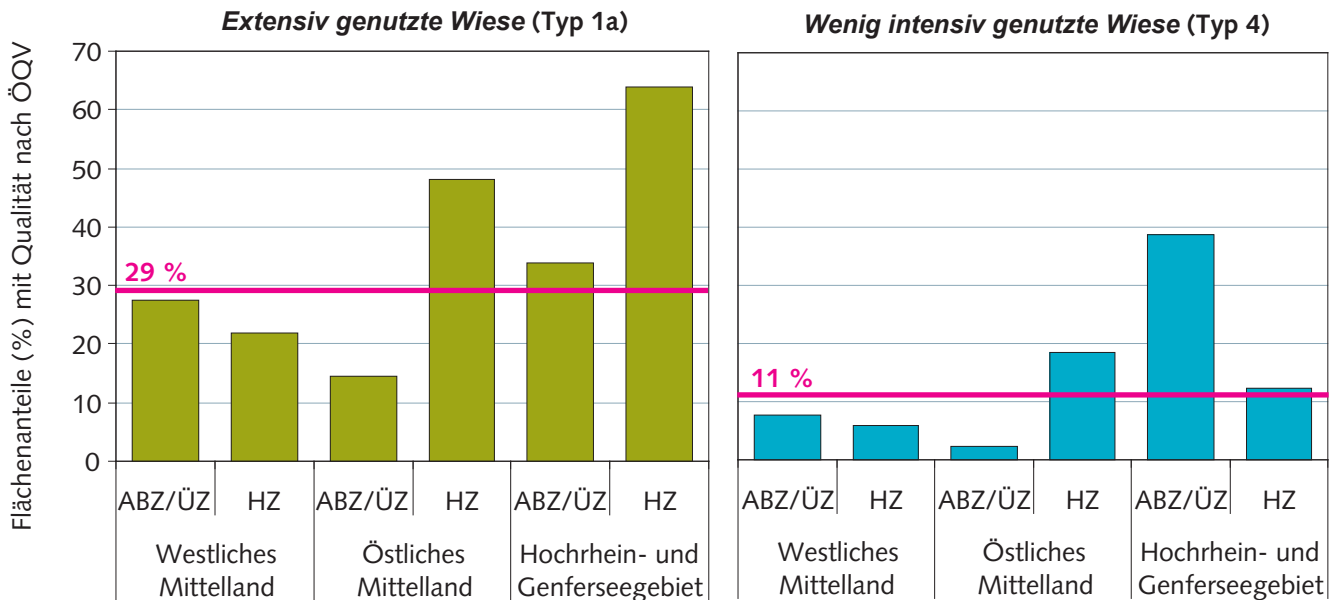
Abbildung 4:  
Flächenanteile (%)  
der Nutzungsintensitätstypen nach Dietl (1995) in den *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* pro Untersuchungsraum. ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone.

Den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4) konnte in allen Untersuchungsräumen ein hoher Flächenanteil derjenigen Wiesentypen zugeordnet werden, deren Vegetationszusammensetzung auf eine intensive Bewirtschaftung hinwies. Typische Fromentalwiesen wurden pro Untersuchungsraum nur in 0 bis 13 % der Flächenanteile gefunden. Die Flächenanteile der Wiesen mit Rückführungspotenzial (Fromental-Fragment-Wiesen) lagen zwischen 4 und 16 % (Abb. 4).

Ein kleiner Anteil der Wiesen im ökologischen Ausgleich konnte nicht eindeutig einem Wiesentyp nach Dietl und Grünig (2003) zugeordnet werden. Diese Vegetation wurde durch Arten der Hochstaudenfluren und Waldrandsäume geprägt.

### Ökologische Qualität der Wiesen

In Abbildung 5 sind die Flächenanteile der *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen*, die genügend Arten der Bundesartenlisten der ÖQV enthalten, dargestellt. 29 % der *Extensiv genutzten Wiesen* im Mittelland erfüllten diese Bedingungen. Allerdings gab es beträchtliche Unterschiede zwischen den Regionen. In der Region «Hochrhein- und Genferseegebiet» und in der Hügelzone des «Östlichen Mittellandes» lagen die Flächenanteile der Wiesen, welche die Minimalkriterien der ÖQV-Artenlisten erfüllten, über dem gewichteten Mittelwert. Dies galt besonders für die als *Extensiv genutzte Wiesen* angemeldeten Wiesentypen in der Hügelzone (64 % bzw. 48 %) und für die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* in der Talzone (39 %). Die Anteile der Wiesen mit Qualität im Sinne der ÖQV im «Hochrhein- und Genferseegebiet» waren sowohl bei den *Extensiv genutzten Wiesen* als auch bei den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* wesentlich grösser als in den beiden biogeografischen Regionen «Westliches Mittelland» und «Östliches Mittelland» ( $\chi^2=3,87$ ,  $p=0,05$ , resp.  $\chi^2=13,87$ ,  $p=0,0002$ ). Innerhalb der biogeografischen Regionen fanden wir zudem bei den *Extensiv genutzten Wiesen* signifikant höhere Anteile in der Hügelzone des «Östlichen Mittellandes» und im «Hochrhein- und Genferseegebiet» ( $\chi^2=16,69$ ,  $p<0,0001$ , bzw.  $\chi^2=11,39$ ,  $p=0,0007$ ). Die Unterschiede zwischen den Produktionszonen in den biogeografischen Regionen bei den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* sind dagegen statistisch nicht gesichert. Deutlich unter dem Mittelwert lagen vor allem die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* des «Östlichen Mittellandes» und des «Westlichen Mittellandes».



Für die untersuchten Wiesen im ganzen Mittelland galt, dass der Flächenanteil der Extensiv genutzten Wiesen (Typ 1a), die aufgrund ihrer Artenzusammensetzung eine Rückführungsqualität oder sogar eine gute Qualität aufwiesen, mit einem Flächenanteil von 29 % weitaus grösser ist als derjenige der Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4) (11 %).

### Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (Typ 1b)

Bis ins Jahr 2002 konnten Wiesen, die neu auf stillgelegtem Ackerland angesät wurden, als öAF angemeldet werden. Heute sind innerhalb der beiden öAF-Wiesentypen für Grasland Neuansaat möglich, jedoch werden sie nicht mehr länger von der extensiven Wiesennutzung auf Dauergrünland unterschieden. Wir haben 163 neu angesäte Flächen (56 ha) untersucht, die vorwiegend in den Talgebieten des «Westlichen Mittellandes» und des «Hochrhein- und Genferseegebietes» (11 ha bzw. 25 ha) lagen. Insgesamt wurden 234 Arten dokumentiert. In 4 % der Aufnahmen kamen Arten der Roten Liste vor (Tab. 2). Die Kriterien der ÖQV-Artenlisten erfüllten 11 % der Flächenanteile. Der grosse Flächenanteil

Abbildung 5: Flächenanteile (%) der Extensiv (Typ 1a) und Wenig intensiv genutzten Wiesen (Typ 4) pro Untersuchungsraum sowie der gewichtete Mittelwert für das Mittelland (rote Linie), die genügend Arten gemäss den Artenlisten der Mindestanforderungen an die ökologische Qualität (ÖQV) aufwiesen. ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone.

**Tabelle 2. Anzahl (Anz) und Flächenanteile (ha) der untersuchten Extensiv genutzten Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (Typ 1b) pro Untersuchungsraum und über alle Untersuchungsgebiete im Mittelland. Anzahl Arten und Arten der nationalen (CH) und regionalen Roten Listen.**

Biogeografische Region	Zone	Extensiv genutzte Wiese auf Ackerland (Typ 1b)						
		Flächen		Artenzahl				
		Anz	ha	Total	Rote Liste			
					CH		Regional	
Gef	Pot	Gef	Pot					
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	38	10	119	0	0	2	2
	HZ	13	7	61	0	0	0	1
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	20	5	97	1	0	1	1
	HZ	1	1	46	0	0	0	2
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	82	31	189	1	1	2	8
	HZ	9	3	93	1	0	1	2
<b>Mittelland Total</b>		<b>163</b>	<b>56</b>	<b>234</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>11</b>

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone;  
Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

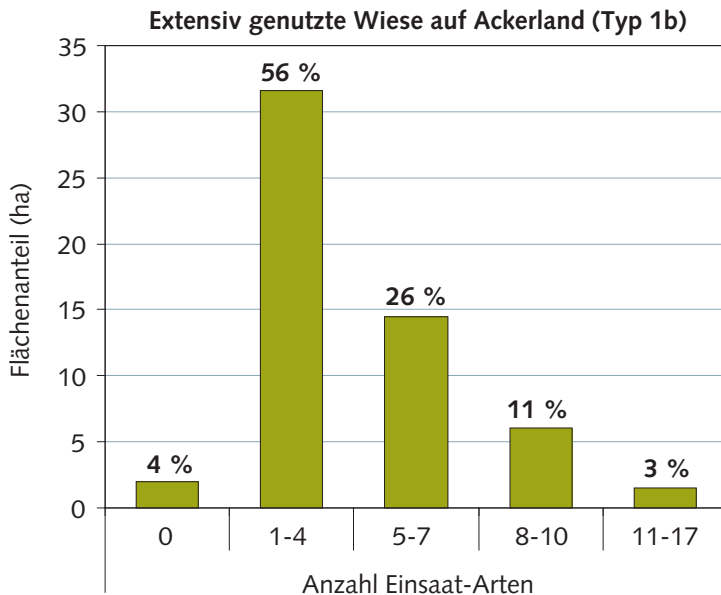


Abbildung 6:  
Flächenanteile (ha)  
der Extensiv genutzten  
Wiesen auf stillgelegtem  
Ackerland mit Anzahl der  
Arten der empfohlenen  
Einsaatmischungen.

### Streueflächen (Typ 5)

Das heutige Vorkommen von Streueflächen im Mittelland ist an besondere geomorphologische Gegebenheiten geknüpft, unter welchen Meliorationen auch mit grossem technischem und finanziellem Aufwand nicht realisiert werden konnten. In unserer Untersuchung wurden solche Situationen in fünf Perimetern der biogeografischen Regionen «Östliches Mittelland» und «Hochrhein und Genferseegebiet» vorgefunden (Tab. 3). Die Flächen lagen in Pufferzonen rund um Moorkomplexe und im Bereich der Verlandungszonen an Seeufnern und Fliessgewässern. Gefährdete Arten der regionalen *Roten Liste* wurden in 55 % und potenziell gefährdete Arten sogar in 92 % der Streueflächen beobachtet.

Die Artenzusammensetzung in den Streueflächen liess zum grössten Teil eine standortangepasste Nutzung der Streue- und Riedwiesen vermuten. Im Durchschnitt liessen sich 30 % dem Davallseggenried (*Caricetum davallianae*), 42 % den Pfeifengras- und Dotterblumenwiesen (*Molinion*, *Calthion*) und weitere 23 % den feuchten Hochstaudenfluren (*Filipen-*

der Wiesen, in denen nur die wenigen Arten der Standardmischungen festgestellt werden konnten (Lehmann *et al.* 2000), zeigt, dass Neuansaat selten zum Ziel führten (Abb. 6).

Viele Arten, die in den Mischungen vorhanden sind, konnten sich in den von uns untersuchten Wiesen nicht erfolgreich etablieren. Beobachtungen aus Versuchen mit neu eingesäten Wiesen zeigen immer wieder, dass eine Neuanlage nur unter Berücksichtigung der Zusammensetzung der Einsaatmischung, dem saisonalen Zeitpunkt der Einsaat, der Einsaattechnik und den Standortbedingungen langfristig zu einer dauerhaft artenreichen Wiese führen kann (Koch 1996, Bosshard 2001). Die zahlreichen, von Raigras dominierten Wiesen lassen zudem vermuten, dass die (nicht bindende) Empfehlung für die Einsaat, eine artenreiche Mischung zu verwenden, nicht immer befolgt wurde.

**Tabelle 3. Anzahl (Anz) und Flächenanteile (ha) der untersuchten Streueflächen (Typ 5) pro Untersuchungsraum und über alle Untersuchungsgebiete im Mittelland. Anzahl der Arten und Arten der nationalen (CH) und regionalen *Roten Listen***

Biogeografische Region	Zone	Streuefläche (Typ 5)						
		Flächen		Artenzahl				
		Anz	ha	Total	<i>Rote Liste</i>			
					CH		Regional	
Gef	Pot	Gef	Pot					
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	0	0	–				
	HZ	0	0	–				
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	40	20	211	13	15	22	25
	HZ	62	16	180	6	14	20	27
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	2	0.5	33	0	0	0	0
	HZ	0	0	–				
<b>Mittelland Total</b>		<b>104</b>	<b>36</b>	<b>260</b>	<b>16</b>	<b>20</b>	<b>36</b>	<b>31</b>

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone;  
Gef = Gefährdete Arten der *Roten Liste*, Pot = Potenziell gefährdete Arten

dulion) zuordnen. 3 % der Flächen zeigten nährstoffreiche und durch Störungszeiger geprägte Saumvegetationstypen (z.B. Brennnesselsäume). Die Flächenanteile dieser Vegetationstypen variierten je nach Untersuchungsraum (Abb. 7). 82 % der Streueflächen wiesen genügend qualitäts- und rückführungsanzeigende Arten der ÖQV-Listen auf. Im Rahmen des Moorschutzes stehen Streueflächen seit 1991 unter besonderem Schutz. Die kartierten Flächen sind deshalb häufig mit NHG-Bewirtschaftungsverträgen kumuliert (Bundesrat 1996). Diese Situation traf für 75 % der von uns untersuchten Flächen zu.

### Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

29 % der *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1a) und 11 % der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4) des Mittellandes entsprachen den Qualitätskriterien der ÖQV. Der weitaus grösste Teil der öAF-Wiesen bestand jedoch nach wie vor aus Pflanzengesellschaften intensiv bewirtschafteter Wiesen. *Extensiv genutzte Wiesen* enthielten mehr Arten der *Roten Liste* und häufiger Zeigerarten der traditionellen Fromentalwiesen als *Wenig intensiv genutzte Wiesen*. Sie erfüllten auch häufiger die Kriterien der ÖQV.

Es gibt bedeutende regionale Unterschiede. Die biogeografische Region «Hochrhein- und Genferseegebiet» unterscheidet sich vom übrigen Mittelland durch den grösseren Flächenanteil an Wiesen, die durch ihre Artenzusammensetzung einer Zielvegetation zugeordnet werden konnten und genügend Qualität nach den Kriterien der ÖQV aufwiesen. Innerhalb der Regionen waren die Flächenanteile mit Qualität in der Hügelizeone höher als im Talgebiet.

Gefährdete Arten der *Roten Liste* waren nur in wenigen Wiesen vertreten. Deutlich häufiger und in einem grösseren Flächenanteil der Wiesen (18 % Typ 1a, bzw. 17 % Typ 4) traten potenziell gefährdete Arten auf. Die extensive Bewirtschaftung dieser Wiesen bewirkte, dass Arten unter den für sie geeigneten Bewirtschaftungsbedingungen erhalten werden konnten. Ohne diese Vorgaben für öAF besteht die Gefahr, dass auch diese Flächen bald in die Kategorie der gefährdeten Arten der *Roten Liste* fallen würden.

Auswertungen aus dem Lebensrauminventar aus 23 Regionen des Mittellandes zeigten, dass artenreiche Wiesen durchschnittlich 1 % der freien Feldfläche einnahmen (Kohli *et al.* 2004). Dieses Resultat bestätigen zusammen mit den geringeren Flächenanteile mit Zielvegetation (Abb. 4) die Seltenheit traditionell artenreicher Wiesen im Mittelland. Um einen ausreichenden Anteil an Wiesen mit guter und genügender ökologischer Qualität erreichen zu können, müssen im Mittelland vermehrt Massnahmen gefördert werden, die eine Rückführung verarmter Wiesenbestände hin zu artenreichen Wiesen ermöglichen. Für Flächen, welche die ökologischen Qualitätsansprüche nicht erfüllen, müssen Restaurierungsmassnahmen ins Auge gefasst werden. Denn wenn die Zielarten im Ausgangsbestand fehlen, reichen die Bewirtschaftungsvorgaben nach DZV nicht aus, um artenreiche Wiesen wieder zu regenerieren (Bosshard 2001).

In neu angesäten Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (Typ 1b) fanden wir relativ selten Arten der empfohlenen Einsaatmischungen für Fromentalwiesen. Dies zeigt, dass der Zielzustand der Wiesen durch Neuansaat in der Praxis noch viel schwieriger zu erreichen ist

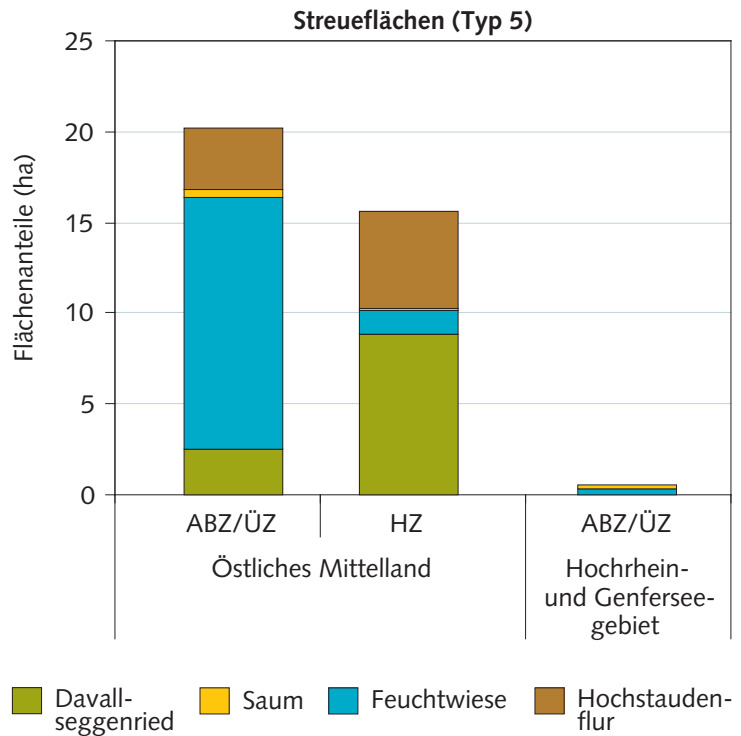


Abbildung 7: Flächenanteile (ha) der Nutzungsintensitätstypen nach Dieltl und Grünig (2003) bei den Streueflächen (Typ 5) im «Östlichen Mittelland» und im Talgebiet des «Hochrhein- und Genferseegebiets». ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelizeone.



als in den Versuchsanordnungen. Diese haben zudem ebenfalls gezeigt, dass sich die Arten der Fromentalwiese auf den nährstoffreichen Böden des Mittellandes nicht mit dem erwarteten Erfolg etablieren können (Koch 1996). Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass die noch bestehenden Wiesen von guter Qualität einen besonderen Schutz verdienen.

Bei den Streueflächen (Typ 5) war der hohe Flächenanteil von 82 %, der nach der Beurteilung mit den Listen der ÖQV ökologische Qualität aufwies, erfreulich. Auch der hohe Anteil der angemeldeten Streueflächen, die effektiv der typischen Artenzusammensetzung von Ried- und Feuchtwiesen entsprachen, wies auf die gute botanische Qualität dieser Flächen hin. Im Falle der Streueflächen zeigt sich, dass mit der Gesetzgebung im Rahmen des Moorschutzes (d.h. mit Bewirtschaftungsmassnahmen, die an den Standort angepasst sind) Bestehendes erhalten und gefördert werden konnte.

## Literatur

- Bau- und Landwirtschafts-Departement des Kantons Solothurn, 1987. Blumenreiche Heumatten. Solothurn.
- BLW, 2003. Agrarbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Bosshard A., 2001. Wie erfolgreich ist die Ansaat artenreicher Wiesen in der Praxis? Schriftenreihe der FAL 39, 76-86.
- Bundesrat, 1996. Verordnung vom 1. Mai 1996 über den Schutz der Moorlandschaften von besonderer Schönheit und von nationaler Bedeutung (Moorlandschaftsverordnung) SR 451.35.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.), Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Dietl W., 1995. Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 4, 239-249.
- Dietl W. und Grünig A., 2003. Artenreiche Wiesen der Schweiz. In: Oppermann T. und Guyer H.-U. (Hrsg.), Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Stuttgart, Ulmer, 55-65.
- Jeanros B., 2001. Evolution de la diversité botanique d'une prairie permanente intensive du Bassin lémanique après suppression de fumure. Schriftenreihe der FAL 39, 53-60.
- Koch B., 1996. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. Agrarforschung 3(4), 149-152.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Lehmann J., Rosenberg E. und Mosimann E., 2000. Standardmischung für den Futterbau – Revision 2001–2004. Agrarforschung 7(19), 1-12.
- Moser D., Gyax A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. *Rote Liste* der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (Hrsg.). BUWAL-Reihe 'Vollzug Umwelt'. 118 S.
- Schneider J., 1954. Ein Beitrag zur Kenntnis des Arrhenatheretum elatioris in pflanzensoziologischer und agronomischer Betrachtungsweise. Beitrag geobotanische Landesaufnahme Schweiz 34, 1-102.
- Stebler F.G. und Schröter C., 1892. Beiträge zur Kenntnis der Matten und Weiden der Schweiz. X. Versuch einer Übersicht über die Wiesentypen der Schweiz. Landwirtschaftl. Jahrb. Schweiz 6. 95 S.



Abbildung 1:  
Baumhecke (Foto:  
Gabriela Brändle).

## 5.2 Hecken (Typ 10)

Suzanne Dreier, Lukas Kohli und Barbara Oberholzer

**In der Schweiz wurden 10 % der Hecken als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet. Im Mittelland erfüllte fast die Hälfte dieser Hecken die Mindestanforderungen der Öko-Qualitätsverordnung, während diese nur von einem Drittel der nicht angemeldeten Hecken erfüllt wurde. Die Zusammensetzung der Straucharten war im ganzen Mittelland sehr gleichförmig. Insgesamt wurden 135 Gehölzarten gefunden. In zwei Dritteln der Hecken kamen aber weniger als 15 verschiedene Gehölzarten vor. 48 % der Pufferstreifen wiesen eine Artenzusammensetzung auf, die sich aus den Arten der intensiv genutzten Wiesentypen zusammensetzte. Nur 9 % der untersuchten Heckenlänge wies eine typische Saumvegetation von mehr als 2 Meter auf. Bei den übrigen Hecken war sie von ungenügender Breite oder fehlte ganz.**

Durch ihre gliedernde Wirkung und die vertikalen Strukturen prägten Hecken und Feldgehölze früher das traditionelle Landschaftsbild des schweizerischen Mittellandes mit (Abb. 1). Je nach Standort und Pflege sind Hecken Lebensraum und Nahrungsreservoir für Hunderte von Tierarten (v.a. Insekten, Vögel, Säugetiere). Die Notwendigkeit der regelmässigen Pflege der Hecken, ihr Flächenbedarf und ihre Behinderung beim grossflächigen Maschineneinsatz in der Landwirtschaft (Reif und Achtziger 2000) führten dazu, dass viele Hecken entfernt wurden. In Wintersingen (Kt. BL) nahmen beispielsweise Hecken und Einzelgebüsche bei einer Gesamtmelioration um 17 % ab (Tanner und Zoller 1996). Heute sind Hecken vielerorts geschützt und nehmen als Folge der Aktivitäten von Natur- und Vogelschutzvereinen wieder zu (Tanner und Zoller 1996, Roth *et al.* 2001).

Suzanne Dreier und  
Barbara Oberholzer,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich  
Lukas Kohli,  
Schweizerische  
Vogelwarte,  
CH-6204 Sempach

## Material und Methoden

In drei biogeografischen Regionen des Mittellandes haben wir 363 angemeldete Hecken von insgesamt 50 km Länge untersucht (Tab. 1; Kap. 4). Alle Gehölz- und Saumarten wurden notiert. Straucharten mit Deckungsanteilen von über 20 % wurden als dominant bezeichnet. Der Anteil der Dornstraucharten wurde geschätzt. Ein drei Meter breiter Streifen im Anschluss an die Hecke wurde aufgrund der dominierenden Arten einem Wiesentyp nach Dietl (1994) zugeordnet. Falls auf diesem Streifen eine typische Saumvegetation erkennbar war, wurde sie einem Saumtyp zugeordnet. Zudem wurde ihre Breite festgehalten. Zusätzlich wurden Strukturmerkmale der Hecken wie Heckentyp (Strauch-, Nieder- und Baumhecke, Feldgehölz, Baumreihe), Alter und Pflege (geschnitten oder ungeschnitten) notiert und die Lage bezüglich Exposition und Neigung ermittelt. Die angrenzenden Landschaftselemente wurden ebenfalls festgehalten. Die Länge der angemeldeten Hecken wurde mit einem GIS berechnet.

**Tabelle 1. Untersuchte Hecken nach biogeografischen Regionen und landwirtschaftlichen Produktionszonen (Zone): Anzahl (Anz) und Gesamtheckenlänge (km), durchschnittliche Heckenlänge (m) mit Minimum/Maximum, Total beobachtete Arten und Straucharten, Anzahl gefährdete Arten der Rote Liste**

Biogeografische Region	Zone	Gehölzelement			Artenzahl						
		Anz	km	Durchschnittliche Heckenlänge (m) (Min ; Max)	Total	Gehölzarten	Rote Listen				
							CH		Region		
							Gef	Pot	Gef	Pot	
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	130	18,1	119 (13 ; 471)	387	104	2	5	12	18	
	HZ	32	3,5	82 (23 ; 250)	211	55	1	2	5	5	
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	86	13,9	131 (37 ; 518)	293	103	1	9	13	19	
	HZ	25	3,7	124 (9 ; 200)	207	64	0	2	5	6	
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	72	9,0	103 (23 ; 455)	365	103	3	8	13	14	
	HZ	18	1,9	95 (46 ; 246)	160	55	2	12	5	15	
<b>Total</b>		<b>363</b>	<b>50,2</b>	<b>115 (9 ; 518)</b>	<b>529</b>	<b>149</b>	<b>5</b>	<b>27</b>	<b>44</b>	<b>51</b>	

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone;  
Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

## Artenvielfalt und Gehölzstrukturen

Von den angemeldeten Hecken waren 49 % Strauch- oder Niederhecken und 40 % Baumhecken. Seltener wurden Feldgehölze (9 %) und Baumreihen (1 %) angemeldet. Die Länge der angemeldeten Hecken variierte zwischen 9 und 518 m, im Durchschnitt betrug sie 115 m.

### Vegetation der Gehölzschicht

In den Hecken wurden insgesamt 529 Arten (davon 149 Gehölzarten) notiert (Tab. 1). Pro Hecke wurden durchschnittlich 30 Arten gefunden, davon waren 13 Gehölzarten. Die Unterschiede in den Artenzahlen der Hecken zwischen den drei biogeografischen Regionen und Produktionszonen waren gering. Auch verschieden alte Hecken unterschieden sich kaum in der Artenzahl.

Die Hecken setzten sich im Mittelland aus den lichtliebenden Sträuchern der spontanen Hecken- und Waldrandvegetation (*Prunetalia spinosae* Tüxen 1952) zusammen. 20 % der untersuchten Hecken wiesen weniger als 10 Gehölzarten auf. Ein Drittel der Hecken wies mehr als 15 Straucharten auf. Hasel und Esche waren die häufigsten Gehölzarten und kamen in 79 % bzw. in 70 % aller Hecken vor. Nur 9 Arten wurden mit einer Stetigkeit beobachtet,

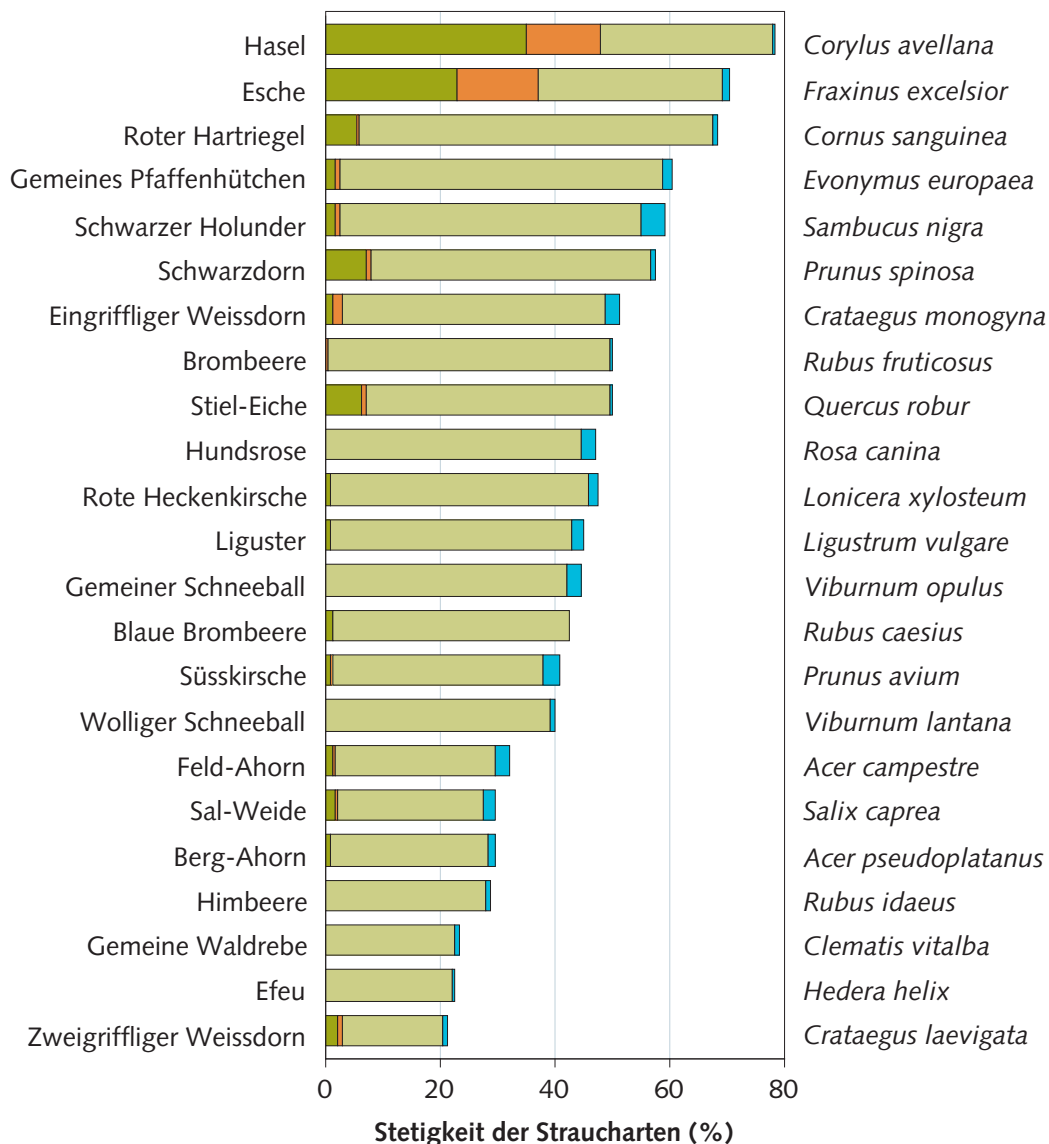


Abbildung 2: Stetigkeit und Abundanz (Deckungsgrad) der häufigen Gehölz- und Baumarten.

die grösser als 50 % war; weitere 8 Arten erreichten Stetigkeiten zwischen 30 und 50 % (Abb. 2). In 94 % der Hecken wurden dornentragende Büsche beobachtet, davon konnten jedoch nur beim Schwarzdorn und den Weissdornarten höhere Abundanzen festgestellt werden (in 7 % bzw. in 3 % der Hecken).

### Saumvegetation

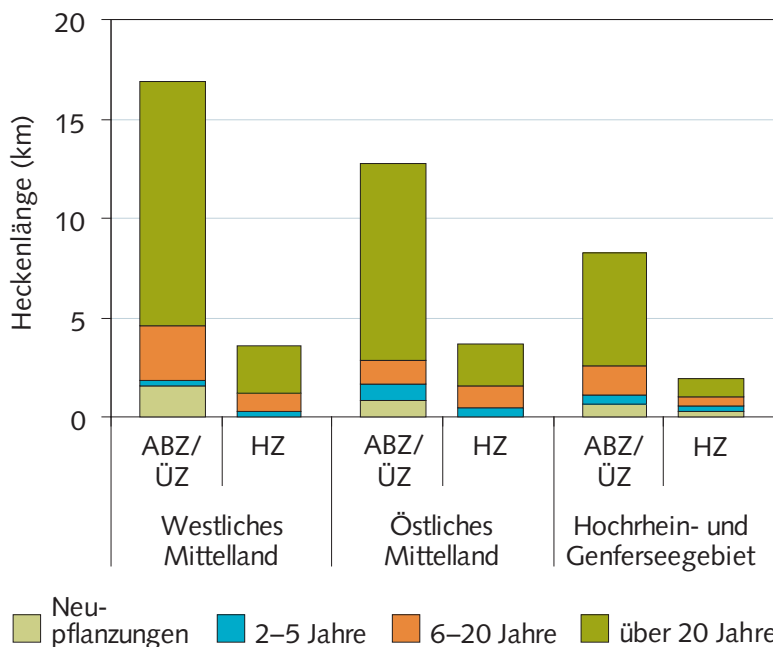
In der Direktzahlungsverordnung (Bundesrat 2001) wird zusätzlich zu der Gehölzstruktur der Hecke ein angegliederter Pufferstreifen (Krautsaum) von mindestens 3 m Breite vorgeschrieben. Ausnahmen für Hecken, die an Strassen, Mauern und Wasserläufe angrenzen, sind vorgesehen. 90 % der Hecken wiesen den verlangten Pufferstreifen auf, 57 % jedoch nur auf einer Heckenseite.

Je nach Standort, Heckentyp und Bewirtschaftung bilden sich unterschiedliche Saumtypen aus. Bei sachgerechter Pflege entwickelt sich eine krautige Saumvegetation, die sich in der Artenzusammensetzung von Wiesen unterscheidet. Die Breite der krautigen Saumvegetation war sehr variabel. Bezogen auf die Pufferstreifen der untersuchten Gesamtheckenlängen fanden wir nur auf 4 % der Heckenlänge eine Krautvegetation, die breiter als 3 m war; bei weiteren 5 % konnte eine Saumbreite zwischen 2 und 3 m festgestellt werden. Meist wurde die krautige Saumvegetation mit zunehmender Distanz zur Hecke sehr rasch von jener der



angrenzenden Wiesenvegetation dominiert. Pufferstreifen mit einem weniger als 2 m breiten Krautsaum grenzten in 23 % der Gesamtheckenlänge an Vegetationstypen, die auf eine extensive Bewirtschaftung hinwiesen, und in 48 % der Gesamtheckenlänge an intensiv genutzte Wiesentypen. 11 % grenzten an einen Pufferstreifen mit anderer Vegetation. Die häufigsten Saumtypen waren der Brennessel-Saum (27 %), gefolgt vom Brombeersaum (*Rubus caesius*) (17 %) und vom Gierschsaum (9 %). 9 % der untersuchten Heckenlängen wiesen keinen Pufferstreifen auf.

Die grosse Variabilität in den Saumartengemeinschaften der Pufferstreifen zeigte sich dadurch, dass 80 % der notierten Arten eine Stetigkeit von unter 5 % aufwiesen. Wir beobachteten 203 Waldarten, 111 Ruderal- und Unkrautarten, 62 Fettwiesenarten, 40 Arten der mageren Wiesen, 41 Sumpfpflanzenarten, 24 Pionierpflanzenarten, 7 Gebirgspflanzenarten und 4 Wasserpflanzenarten (ökologische Gruppen nach Landolt). Saumarten mit einer Stetigkeit von mehr als 50 % waren Knautgras (*Dactylis glomerata*, 73 %), Brennnessel (*Urtica dioica*, 69 %), Gemeine Nelkenwurz (*Geum urbanum*, 64 %) und Gundermann (*Glechoma hederacea*, 51 %). Säume von neu angelegten Hecken waren mit durchschnittlich 12 Arten signifikant artenärmer als jene der älteren Hecken mit durchschnittlich 17 Arten (Kruskal-Wallis Test,  $p=0,006$ ).



### Arten der Roten Liste

Gefährdete Arten der regionalen *Roten Listen* (Moser et al. 2002) wurden nur in 15 % der Hecken gefunden. Mit wenigen Ausnahmen handelte es sich bei diesen Arten um Einzelfunde (Tab. 1). In der Strauchschicht waren dies vorwiegend Arten der Gattung *Rosa*, in der Krautschicht Arten der Trockenwiesen, der Ruderal- und der Ackerbegleitflora. Berücksichtigt man auch die potenziell gefährdeten Arten, erhöht sich der Anteil der Hecken mit Arten, die für ihre Erhaltung besonders auf den Schutz ihrer Lebensräume angewiesen sind, auf 35 %.

### Alter und Pflege

70 % der Hecken wurden älter als 20 Jahre geschätzt, 7 % der untersuchten Hecken

waren neu angepflanzt. Neuanpflanzungen wurden vor allem in den Tal- und Übergangszonen der drei biogeografischen Regionen beobachtet (Abb. 3).

Eine Heckenpflege, die auf die Arten- und Strukturvielfalt Rücksicht nimmt, ist mit einem grossen Arbeitsaufwand verbunden. Deshalb erstaunt es nicht, dass in 72 % der untersuchten Hecken kein Pflegeschnitt festgestellt werden konnte. 7 % waren auf Stock gesetzt und 20 % zurückgeschnitten. Nur in 1 % der Hecken waren Abschnitte der Strauchschicht selektiv auf Stock gesetzt und gleichzeitig ein Rückschnitt feststellbar. Nur mit einer solchen Pflege können gleichzeitig langsam wachsende Arten wie zum Beispiel Weiss- und Kreuzdorn gefördert und die tierischen Heckenbewohner vor Störungen geschützt werden.

### Umfeld und Lage

Angemeldete Hecken grenzten grösstenteils an Wiesen und Weiden (79 %). Rund die Hälfte aller Hecken grenzte an Strassen, Wege und Schienen, knapp ein Viertel an Gewässer. Eine bevorzugte Lage der angemeldeten Hecken bezüglich Exposition und Neigung konnte nicht festgestellt werden.

Abbildung 3:  
Altersstruktur der Hecken pro Untersuchungsraum.  
ABZ = Ackerbauzone,  
ÜZ = Übergangszone,  
HZ = Hügelzone



## Potenzial für Qualität nach ÖQV

Die Hecken wurden mit den vegetations- und strukturelevanten Mindestanforderungen der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV, Bundesrat 2001) bewertet. Da die vorliegende Untersuchung zu einem Zeitpunkt begonnen wurde, als die ÖQV noch nicht in Kraft war, konnte die Qualität nach ÖQV nur aus den bereits erhobenen Informationen abgeschätzt werden. Die Vorgaben der ÖQV wurden im Mittelland von 44 % der Hecken erfüllt (Abb. 4). Die biogeografischen Regionen hatten keinen Einfluss auf die Verteilung der Flächenanteile mit Qualität nach ÖQV, die Produktionszonen jedoch schon. Signifikant höhere Flächenanteile mit Qualität nach ÖQV fanden sich im Vergleich zu den Talzonen in den Hügellzonen des «Östlichen Mittellandes» und des «Hochrhein- und Genferseegebietes» (Pearson-Teststatistik:  $p=0,03$  bzw.  $p=0,011$ ).

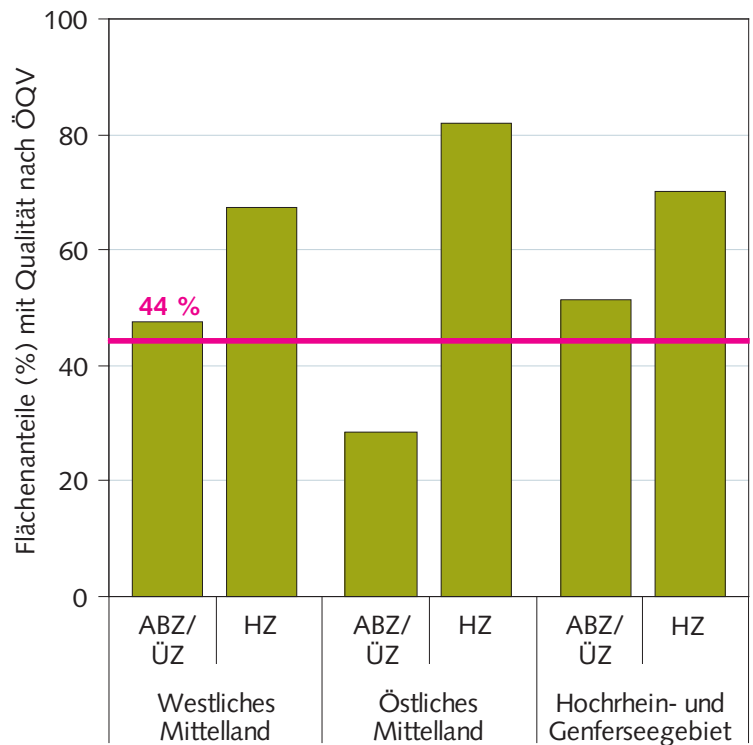


Abbildung 4: Anteile der untersuchten Hecken in den Untersuchungsräumen und für das ganze Mittelland, welche die Kriterien der Mindestanforderungen der ÖQV erfüllten (% der Heckenflächen). Linie: flächengewichtetes Mittel für das ganze Untersuchungsgebiet ABZ= Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügellzone

## Vergleich angemeldeter und nicht angemeldeter Hecken

In 23 Gebieten (Kap. 4) wurden alle Hecken im Lebensrauminventar erfasst und beschrieben (Kohli *et al.* 2004). Die durchschnittliche Heckendichte betrug bei der ersten Erhebung 1,25 km/km<sup>2</sup> Feldfläche. Bei der zweiten Erhebung lag sie bei 1,28 km/km<sup>2</sup> Feldfläche. Je grösser die Heckendichte, desto höher ist im Allgemeinen die Dichte der Reviere heckenbewohnender Brutvögel. Für halboffene Landschaften wird eine Dichte von mindestens 1,1 km/km<sup>2</sup> empfohlen (Pfister *et al.* 1986). In 70 % der Untersuchungsgebiete wurde dieser Wert erreicht. Von den im Lebensrauminventar erfassten Hecken wurden durchschnittlich bei der ersten Erhebung 18 %, bei der zweiten Erhebung 24 % als öAF angemeldet. In den 23 Untersuchungsgebieten erfüllte fast die Hälfte der angemeldeten Hecken die Mindestanforderungen der ÖQV. Von den nicht angemeldeten Hecken erfüllte dagegen lediglich ein Drittel die Mindestanforderungen.

## Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Zusammensetzung der Gehölzarten war im ganzen Mittelland sehr gleichförmig. In zwei Dritteln der Hecken kamen weniger als 15 verschiedene Strauch- und Baumarten vor. Die für Insekten und Vögel wichtigen Dornstraucharten kamen zwar in 95 % der Hecken vor, waren jedoch meist nur mit tiefen Abundanzen vertreten. In 15 % der Hecken wurden wenige bedrohte Arten gefunden; in weiteren 20 % kamen potenziell gefährdete Arten vor. Die Artenzusammensetzung der Saumvegetation war sehr variabel. Besonders ältere Hecken wiesen signifikant mehr Saumarten auf.

Ein Pufferstreifen fehlte bei 10 % der Hecken. Bei 57 % war er nur einseitig vorhanden. Eine typische Krautsaumvegetation von mehr als 3 m Breite wurde auf den Pufferstreifen von 4 % der untersuchten Heckenlängen gefunden; bei 78 % war die Krautsaumvegetation weniger als 1 m breit und bei 9 % fehlte sie völlig. Diese Resultate deuten darauf hin, dass die Pflege des Heckensaums oft nicht sachgerecht durchgeführt wird, denn nur ein Drittel der angemeldeten Heckenlänge war von dem geforderten extensiv genutzten Kraut- oder Wiesensaum begleitet.

Um die Vielfalt der Arten und der Strukturen und die damit verbundene Bedeutung der Hecken für die Artenvielfalt langfristig zu erhalten, ist ein selektiver Schnitt der Strauchschicht und eine angepasste Saumpflege nötig. Die sachgerechte Heckenpflege ist mit grossem Arbeitsaufwand verbunden, welche entsprechend entschädigt werden sollte.

### Literatur

- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.). Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Entwicklung der Bestände typischer Kulturlandvögel und ihrer Lebensräume: Erfolgskontrolle ökologischer Ausgleichsflächen. Sempach, Schweizerische Vogelwarte.
- Moser D., Gygax A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. *Rote Liste* der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (Hrsg.). BUWAL-Reihe 'Vollzug Umwelt'. 118 S.
- Pfister H.P., Naef-Daenzer B. und Blum H., 1986. Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. Der Ornithologische Beobachter 83, 7-34.
- Reif A. und Ahtziger R., 2000. Biotoptypen XI-2.2: Gebüsche, Hecken, Waldmäntel, Feldgehölze (Strauchformationen). In: Konold W., Böcker R. und Hampicke U. (Hrsg.). Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg, Ecomed 3. Erg.-Lfg. 11/00, 1-46.
- Roth U., Keller V., Zeh H., Gremminger T. und Engel J., 2001. Landschaft unter Druck. 2. Fortschreibung 1984-1995. Bern, Bundesamt für Raumplanung und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. 48 S.
- Spiess M., Marfurt C., Birrer S. und Kohli L., 2001. Evaluation Ökomassnahmen – Biodiversität. Brutvögel. Zwischenbericht zur ersten Projektphase (1997-1999). Sempach, Schweizerische Vogelwarte. 63 S.
- Tanner K.M. und Zoller S., 1996. Zur Veränderung von Landschaften durch Meliorationen, Fallbeispiel Wintersingen. Vermessung, Photogrammetrie, Kulturtechnik 94/3, 107-111.



### 5.3 Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)

Suzanne Dreier, Barbara Oberholzer und Lukas Kohli

Abbildung 1:  
Hochstamm-  
Obstgarten (Foto:  
Gabriela Brändle).

In den drei biogeografischen Regionen des schweizerischen Mittellands wurden 187 Hochstamm-Obstgärten untersucht. Insgesamt erfüllten 12 % der Hochstamm-Obstgärten die Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung. Das Fehlen von ökologischen Ausgleichsflächen im Unterwuchs oder in nächster Umgebung beeinträchtigte den Wert der Hochstamm-Obstgärten für die Artenvielfalt. Viele Hochstamm-Obstgärten waren überaltert. Nur in einem Fünftel waren genügend Jungbäume vorhanden und damit der langfristige Fortbestand gesichert.

Noch Mitte des 20. Jahrhunderts waren in vielen Teilen der Schweiz Hochstamm-Obstgärten auf dem Landwirtschaftsland weit verbreitet. Eine Übersättigung des Marktes mit Obst, die damit zusammenhängenden Schwierigkeiten beim Absatz und der starke Preiserfall führten allerdings zu Baumfällaktionen, die durch die eidgenössische Alkoholverwaltung subventioniert wurden. Der Obstbaumbestand in der Schweiz nahm in der Folge zwischen 1951 und 1971 um rund die Hälfte ab (Abb. 2). Die zeitintensive Handarbeit, die bei der Pflege der Hochstamm-Feldobstbäume und der Bewirtschaftung des Unternutzens erforderlich wird, ist mit den effizienten Arbeitsabläufen in der modernen Landwirtschaft nicht zu vereinbaren. Deshalb mussten die Obstgärten häufig zugunsten rationell bewirtschafteter Flächen und Intensivobstkulturen weichen. Hochstamm-Obstgärten in Siedlungsnähe wurden dagegen zugunsten von Überbauungen gefällt.

Die Hochstamm-Feldobstbäume im schweizerischen Mittelland sind zu einem grossen Teil für den ökologischen Ausgleich angemeldet. Angemeldete Hochstamm-Feldobstbäume (Datenquelle: AGIS 2001) machten 2001 86 % der in der Obstbaumzählung erfassten Hochstamm-Feldobstbäume aus (BFS 2001) (Abb. 2).

Suzanne Dreier und  
Barbara Oberholzer,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich  
Lukas Kohli,  
Schweizerische  
Vogelwarte,  
CH-6204 Sempach



Werden Hochstamm-Feldobstbäume angemessen gepflegt (Abb. 1), erfüllen sie ähnliche Funktionen wie lichte Feldgehölze und bieten damit Lebensraum für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten. Zudem schützen sie vor Bodenerosion. Hochstamm-Obstgärten mit verschiedenen Baumarten und Baumsorten bieten ausserdem ein breites und zeitlich gestaffeltes Angebot an Früchten (Müller *et al.* 1992, Langensiepen und Otte 1994, Weller 1996, Herzog 1998). Obstgärten können all diese Funktionen aber nur dann erfüllen, wenn sie extensiv genutzt werden, grosse Flächen bedecken und mit verschiedenen anderen naturnahen Strukturen vernetzt sind.

## Material und Methoden

In drei biogeografischen Regionen des Mittellandes haben wir 187 Hochstamm-Obstgärten auf einer Fläche von insgesamt 95 ha untersucht (Tab. 1). Die vorkommenden Obstbaumarten und die häufigste Obstbaumart wurden dokumentiert und die Flächenausdehnung der Obstgärten bestimmt. In allen Obstgärten wurden die Hochstamm-Feldobstbäume gezählt und die Obstbaumdichte (Anzahl Bäume pro Hektare) berechnet. Zudem wurde abgeschätzt, ob der Obstbaumbestand geschlossen (Baumdichte >80 %) oder lückig (Baumdichte <80 % und >30 %) ist oder ob die Bäume vereinzelt stehen (Baumdichte <30 %).

**Tabelle 1. Untersuchte Hochstamm-Obstgärten nach biogeografischen Regionen und landwirtschaftlichen Produktionszonen: Anzahl (Anz) und Gesamtfläche (ha), durchschnittliche Hochstamm-Obstgartengrösse (Minimum; Maximum), Total beobachtete Arten, Anzahl gefährdete Arten der Roten Liste**

Biogeografische Region	Zone	Hochstamm-Obstgärten							
		Flächen			Artenzahl im Unterwuchs				
		Anz	ha	Durchschnittliche Obstgartengrösse (a) (Min; Max)	Total	Rote Liste			
						CH		Regional	
				Gef	Pot	Gef	Pot		
Westliches Mittelland	ABZ/ÜZ	51	20,39	30,0 (5,2 ; 211,0)	109	2	0	2	2
	HZ	19	9,24	38,1 (13,7 ; 144,7)	86	0	0	1	1
Östliches Mittelland	ABZ/ÜZ	54	38,47	61,9 (8,6 ; 248,1)	88	0	0	0	4
	HZ	15	6,91	32,6 (14,1 ; 123,0)	85	0	1	1	2
Hochrhein- und Genferseegebiet	ABZ/ÜZ	28	9,56	32,8 (7,3 ; 61,8)	135	0	0	0	4
	HZ	20	10,72	41,3 (4,2 ; 113,7)	88	0	0	0	3
<b>Mittelland Total</b>		<b>187</b>	<b>95,29</b>	<b>36,3 (4,2 ; 248,1)</b>	<b>211</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>10</b>

ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangzone, HZ = Hügelzone;  
Gef = Gefährdete Arten der Roten Liste, Pot = Potenziell gefährdete Arten

Das Alter der Bäume und der Zeitpunkt der letzten Pflege wurden geschätzt. Als «geschnitten» galt ein Hochstamm-Obstgarten, wenn ein Pflegeschnitt an der Mehrzahl der Bäume sichtbar war. Das Vorkommen von dürren Ästen, von absterbenden Bäumen und von Baumhöhlen wurde festgehalten. Der maximale und der minimale Stammdurchmesser der Bäume und der vorherrschende Stammdurchmesser (auf Brusthöhe) wurden gemessen. Die Anzahl der Jungbäume mit einem Stammdurchmesser von weniger als 10 cm wurde notiert. Die an die Obstgärten angrenzenden Landschaftselemente wurden festgehalten.

Die Pflanzenarten im Unterwuchs der Obstgärten wurden aufgenommen. Der Ertragsanteil einer Art wurde ab 10 % geschätzt, und die vereinzelt vorkommenden Arten wurden vermerkt. Der Gefährdungsgrad der Arten wurde nach der Roten Liste (Moser *et al.* 2002) zugewiesen. Die Wiesen im Unterwuchs der Obstgärten wurden den von Dietl (1994) beschriebenen Wiesentypen des Wirtschaftsgrünlands für das schweizerische Mittelland zugeordnet (siehe Kap. 5.1).

Die Qualität der Hochstamm-Obstgärten wurde nach den Vorgaben der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV; Bundesrat 2001) beurteilt. Da nicht für alle Kriterien Angaben in der verlangten Genauigkeit vorlagen, konnten wir für die untersuchten Obstgärten lediglich ein Potenzial für die Qualität nach ÖQV abschätzen.

## Baumbestand, Baumstrukturen und Pflege

### Baumarten

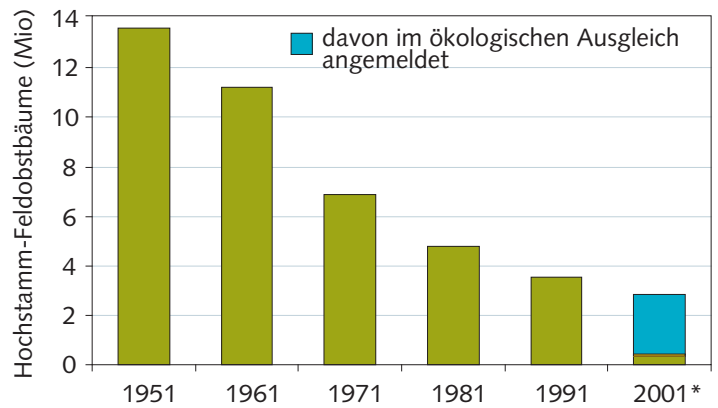
Am häufigsten wurden in den Hochstamm-Obstgärten Apfelbäume gefunden (86 %), gefolgt von Kirsch- (69 %), Birn- (65 %) und Zwetschgenbäumen (55 %). Nussbäume wuchsen in 27 % der Obstgärten; verschiedene weitere Baumarten wie Pflaume, Mirabelle, Pfirsich und Quitte kamen nur vereinzelt vor. Apfelbäume dominierten in der Hälfte der Obstgärten, Kirschbäume in einem Fünftel. Birn- und Zwetschgenbäume waren nur selten die vorherrschende Baumart (in 5 % bzw. 4 % der Obstgärten).

28,5 % aller untersuchten Obstgärten enthielten mit Apfel, Kirsche, Birne und Zwetschge ein breites Spektrum an Obstbaumarten. In weiteren 26 % wuchsen drei der vier häufigsten Obstarten. Die Vielfältigkeit der Obstbaumkombinationen unterschied sich zwischen den biogeografischen Regionen. Obstgärten mit mehr als zwei Obstarten wurden im «Westlichen Mittelland» häufiger angetroffen (81 %) als im «Östlichen Mittelland» (62 %) und im «Hochrhein- und Genferseegebiet» (52 %).

### Anzahl Bäume und Baumdichte

Die meisten angemeldeten Hochstamm-Obstgärten bestanden aus nur wenigen Bäumen. Zudem war ihre Fläche klein (Abb. 3, Tab. 1). In 18 % der Obstgärten wurden weniger als die in der ÖQV geforderte minimale Anzahl von 10 Bäumen vorgefunden. 40 % der Obstgärten enthielten zwischen 10 und 20 Bäume. Lediglich in einem Obstgarten wurden mehr als 100 Bäume (103 Bäume) gezählt. Im «Östlichen Mittelland» waren die Obstgärten durchschnittlich grösser als in den übrigen Regionen (Abb.3). Ein statistisch gesicherter Unterschied der Flächengrößen konnte aber nur zwischen dem «Östlichen Mittelland» und dem «Westlichen Mittelland» nachgewiesen werden (Mann-Whitney U Test,  $p=0,003$ ).

Die berechnete Obstbaumdichte in den untersuchten Obstgärten lag meist zwischen 10 und 70 Bäumen pro Hektare (68 %). In 14 % der Fälle lag sie bei mehr als 90 Bäumen pro Hektare. Die Obstbaumdichte war im «Östlichen Mittelland» nur etwa halb so hoch wie im «Westlichen Mittelland» und im «Hochrhein- und Genferseegebiet» (Mann-Whitney U Test,  $p=0,0003$ , bzw.  $p=0,008$ ). Nur in einem Viertel der Obstgärten wurde ein geschlossener Baumbestand beobachtet. Bei 55 % der Obstgärten waren grössere Lücken im Obstbaumbestand erkennbar, bei 17 % kamen Bäume nur vereinzelt vor. Zwischen den Produktionszonen wurden keine wesentlichen Unterschiede bezüglich Flächengröße und Obstbaumdichte festgestellt.



\* Total Bäume 2001 (2'628'849) plus Schätzung Anteil Private (325'302) minus Korrektur (88'536)

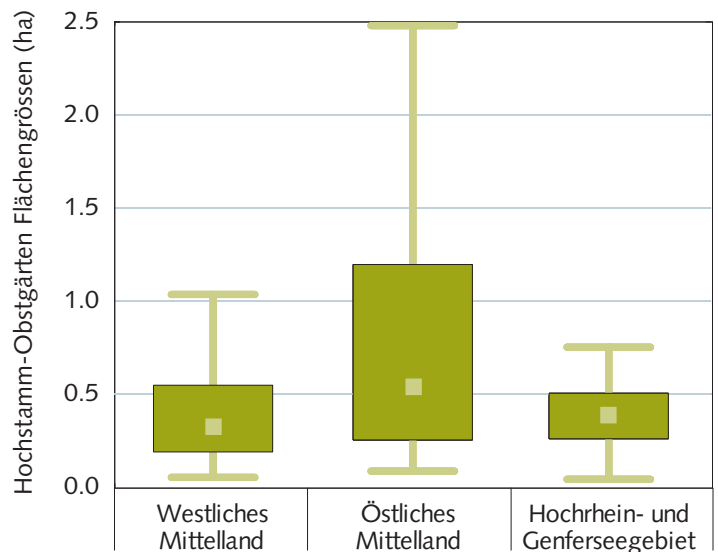


Abbildung 2/oben: Entwicklung der Obstbaumbestände in der Schweiz während der letzten 50 Jahre und Anteil der im Jahr 2001 für den ökologischen Ausgleich angemeldeten beitragsberechtigten Hochstamm-Feldobstbäume (Datengrundlage: BFS 2001, AGIS).

Abbildung 3/unten: Verteilung der Flächengrößen in den drei biogeografischen Regionen (Median, 25 und 75 % Quantil, Min-, Max-Bereich ohne Ausreisser).



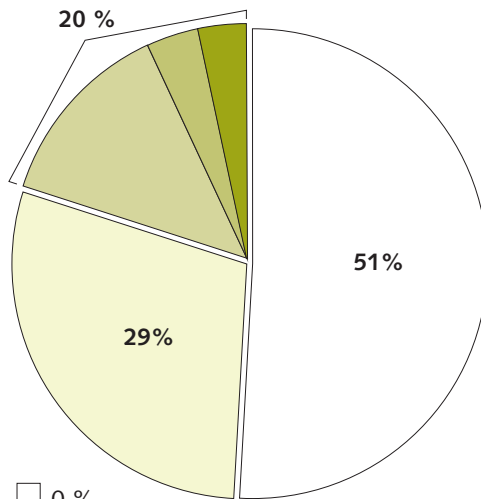


Abbildung 4: Anteil Jungbäume (%) in Hochstamm-Obstgärten.

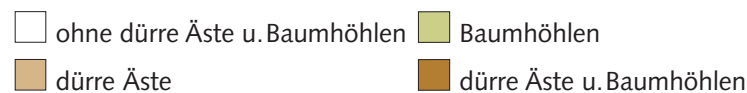
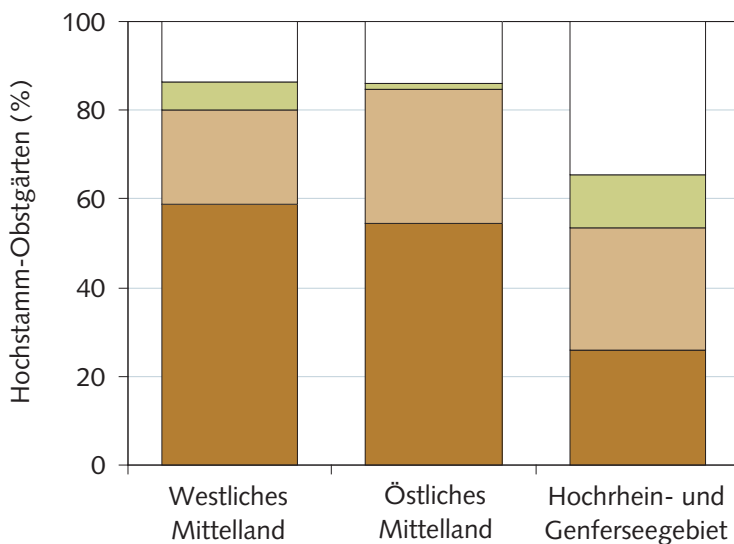
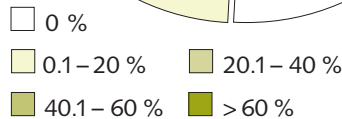


Abbildung 5: Strukturen wie dürre Äste und Baumhöhlen in den Hochstamm-Obstgärten der drei biogeografischen Regionen «Westliches Mittelland» (n=70), «Östliches Mittelland» (n=69) und «Hochrhein- und Genferseegebiet» (n=48).

Regionen konnte kein Unterschied festgestellt werden. Es zeichnete sich lediglich die Tendenz ab, dass im ‚Hochrhein- und Genferseegebiet‘ etwas mehr Obstgärten geschnitten waren als in den übrigen Regionen.

Knapp in der Hälfte der 187 untersuchten Hochstamm-Obstgärten wurden dürre Äste und Baumhöhlen gefunden. Insgesamt kamen in 54 % der Hochstamm-Obstgärten Baumhöhlen vor und in 75 % dürre Äste. Etwa 20 % der Obstgärten wiesen keine dieser Strukturen auf. Im «Östlichen Mittelland» und im «Westlichen Mittelland» kamen in 59 %, respektive 54 % der Obstgärten dürre Äste und Baumhöhlen vor. Im «Hochrhein- und Genferseegebiet» waren es nur 26 % der Obstgärten, dafür fehlten beide Strukturen in 34 % der Obstgärten (Abb. 5).

## Umfeld und Lage

56 % der untersuchten 187 Hochstamm-Obstgärten grenzten an Strassen oder Schienen, 53 % an Gebäude oder Plätze. 78 % der Hochstamm-Obstgärten lagen bei Wiesen oder Weiden, nur 5 % bei Kunstwiesen. Die für die Vernetzung wichtigen Lebensräume Wald

## Altersstruktur

Hochstamm-Obstgärten bedürfen einer dauernden Erneuerung und Verjüngung, damit die Baumbestände langfristig gesichert sind. Jungbäume (Stammdurchmesser <10 cm) kamen nur in der Hälfte der Obstgärten vor. In weiteren 29 % wurden weniger als die für den langfristigen Bestand erforderlichen 20 % Jungbäume vorgefunden. Lediglich in einem Fünftel der Obstgärten kamen 20 % und mehr Jungbäume vor (Abb. 4). Drei dieser 37 Obstgärten waren neu angelegt. Müller *et al.* (1988) haben bereits Ende der 1970er Jahre für den Kanton Zürich eine Überalterung der Obstgärten beobachtet.

Der Anteil an Jungbäumen variierte zwischen den verschiedenen biogeografischen Regionen. Im «Westlichen Mittelland» hatten immerhin 30 % der Obstgärten mehr als die erforderlichen 20 % Jungbäume. Im «Östlichen Mittelland» waren es nur 20 %, im «Hochrhein- und Genferseegebiet» sogar nur 8 %. Der Anteil Obstgärten mit absterbenden Bäumen hingegen war mit 41 % hoch. In rund 17 % der Obstgärten kamen keine Jungbäume, dafür aber absterbende Bäume vor.

## Pflegeschnitt

Die Intensität der Baumpflege in Obstgärten beeinflusst einerseits die Häufigkeit der Höhlenbildung (Bitz 1992), andererseits das Vorkommen von Totholz. Dieses kam in der Form von dürren Ästen an den Bäumen sowie von abgestorbenen Bäumen oder Baumteilen vor.

60 % der Obstgärten wurden regelmässig geschnitten. Zwischen den biogeografischen

oder Hecken grenzten nur ausnahmsweise an Obstgärten. In der Nähe der für den ökologischen Ausgleich angemeldeten Obstgärten waren häufig weitere ökologische Ausgleichsflächen (öAF) zu finden. Bei 41 % der Obstgärten waren im Umkreis von 50 m weitere öAF zu finden. Dabei handelte es sich häufig um *Extensiv* oder *Wenig intensiv genutzte Wiesen* oder um Hecken.

## Vegetation im Unterwuchs

Die untersuchten Hochstamm-Obstgärten wiesen in der Regel im Unternutzen intensiv genutzte Wiesen auf. Gut die Hälfte dieser Wiesen wurde regelmässig beweidet. Je nach biogeografischer Region unterschieden sich die Flächenanteile, die zur Nutzung als Weide verwendet wurden (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,000$ ). Die Obstgärten im «Westlichen Mittelland» wurden mit 75 % beweideten Wiesen im Unterwuchs häufiger beweidet als im «Östlichen Mittelland» (40 %) und im «Hochrhein- und Genferseegebiet» (34 %).

Strukturen, welche auf eine frühere Unternutzung durch Ackerbau zwischen den Obstbaumreihen (Wölbäcker) hinwiesen, waren nur ganz vereinzelt im «Westlichen Mittelland» und im «Östlichen Mittelland» erkennbar. Büsche im Unterwuchs gab es nur in 4 % der Obstgärten, Hochstaudengruppen in 17 % der Obstgärten. Dies deutet darauf hin, dass die Wiesen in den Obstgärten intensiv genutzt und gepflegt wurden. Beurteilt nach Wiesentypen (Dietl 1994) waren 80 % der Obstgarten-Wiesen «Raigraswiesen», davon 58 % Italienisch Raigras-Wiesen (*Lolium multiflorum*-Wiesen) und 22 % Englisch Raigras-Wiesen (*Lolium perenne*-Wiesen). 10 % waren Weissklee-Wiesenfuchsschwanz-Wiesen (*Trifolium repens*-*Alopecurus*-Wiesen) und 4,5 % enthielten Arten der mittelintensiv genutzten Knautgras-Wiesen (*Dactylis*-Wiesen). Die Artenzusammensetzung der restlichen 5,5 % konnte keinem Wiesentyp zugeordnet werden. Die Flächen wurden teils von Saumarten dominiert, aber auch Weidezeiger und Arten der Trittsfluren und Ruderalstandorte traten gehäuft auf. Nur zwei der untersuchten 187 Hochstamm-Obstgärten wiesen im Unterwuchs eine Artenzusammensetzung auf, die den Anforderungen der ÖQV für Wiesen gerecht wurde.

### Arten der Roten Liste

In den Hochstamm-Obstgärten wurden zwei Arten (*Silene noctiflora* und *Odontites vernus*) der gesamtschweizerisch gültigen *Roten Liste* gefunden (Moser *et al.* 2002), und insgesamt 4 Arten mit regionalem *Rote Liste*-Status. Im Durchschnitt wurden auf nur 2 % der untersuchten Flächenanteilen Arten der *Roten Liste* gefunden und auf 9 % potenziell gefährdete Arten.

### Potenzial für Qualität nach ÖQV

12 % der untersuchten Hochstamm-Obstgärten erfüllten die Minimalkriterien gemäss ÖQV (Bundesrat 2001). Diese Anteile variieren zwischen den Untersuchungsgebieten (Abb. 6). Die biogeografische Region hatte einen wesentlichen Effekt auf die Verteilung der Flächenanteile mit Qualität nach ÖQV. Im «Hochrhein- und Genferseegebiet» erfüllten wesentlich höhere Flächenanteile der Obstgärten die Krite-

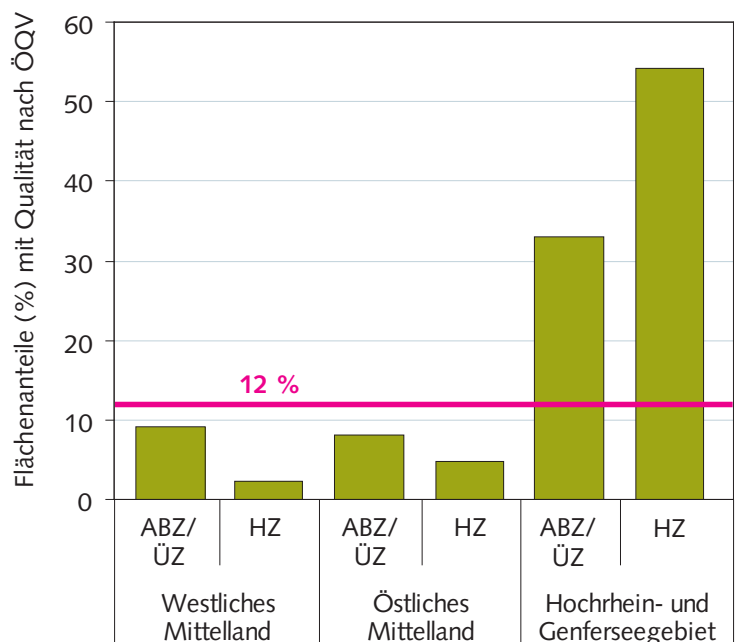
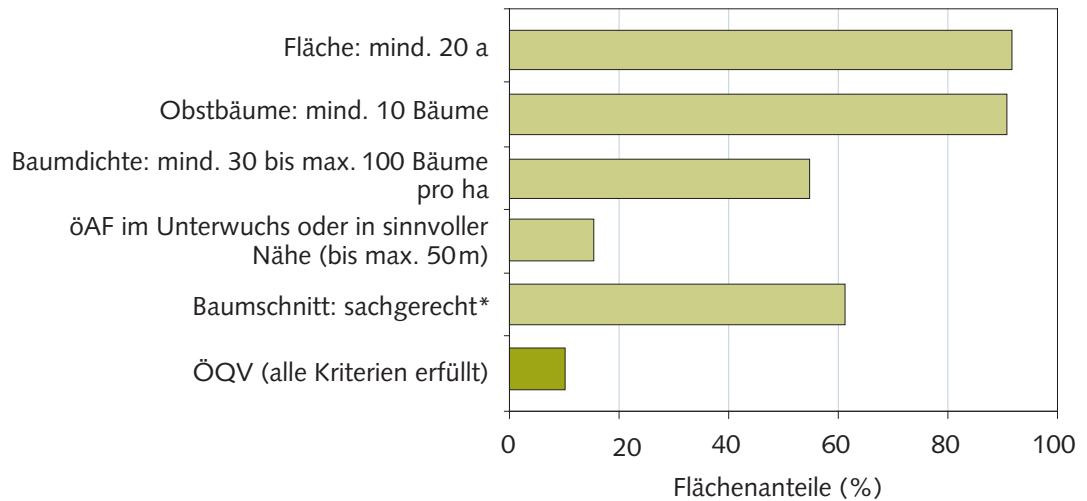


Abbildung 6: Flächenanteile (%) der Hochstamm-Obstgärten, die Mindestanforderungen an die ökologische Qualität (Bundesrat 2001) erfüllten. Linie: flächengewichtetes Mittel für das ganze Untersuchungsgebiet. ABZ = Ackerbauzone, ÜZ = Übergangszone, HZ = Hügelzone

Abbildung 7:  
Kriterien der ÖQV  
und Flächenanteile  
(%) der Hochstamm-  
Obstgärten, welche  
diese erfüllen  
(\*Schätzung).



rien der ÖQV als im «Westlichen Mittelland» und im «Östlichen Mittelland» (Pearson-Teststatistik:  $p=0,002$  bzw.  $p=0,002$ ). Unterschiede zwischen den Produktionszonen sind statistisch nicht gesichert.

Die Kriterien gemäss den Ausführungsbestimmungen zur ÖQV wurden nicht alle gleichermaßen erreicht. Besonders die Vorgabe, dass eine genügend grosse ökologische Zurechnungsfläche im Unterwuchs oder in der Nähe liegen soll (Maximaldistanz 50 m), traf nur bei 17 % der Obstgärten zu. Eine Baumdicke von 30 bis 100 Bäumen pro Hektare wurde bereits von 57 % der Obstgärten erreicht. Die Anforderung an die Mindestfläche und eine minimale Anzahl Bäume wurde von jeweils über 90 % der Obstgärten erreicht (Abb. 7).

## Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Anzahl der Hochstamm-Feldobstbäume und Obstgärten hat in den letzten 50 Jahren um 79 % abgenommen. Selbst in den letzten 10 Jahren sind die Bestände nochmals um rund 20 % zurückgegangen – dies trotz der seit 1993 entrichteten Beiträge nach DZV (Bundesrat 1998).

Die meisten Hochstamm-Obstgärten waren klein; knapp zwei Drittel enthielten weniger als 20 Bäume. Nur etwa ein Viertel der untersuchten Obstgärten zeichnete sich durch einen geschlossenen Baumbestand aus. Die Wiesen im Unternutzen der Hochstamm-Obstgärten waren meistens artenarm und wurden intensiv beweidet. Nur zwei der untersuchten Obstgartenwiesen enthielten genügend Arten der ÖQV-Artenlisten. Meist lagen die Hochstamm-Obstgärten bei Siedlungen und grenzten teilweise an Strassen, Wege oder Gebäude. Waldränder, Hecken und Gebüsch, die das Vorkommen von Vögeln begünstigen, grenzten nur ausnahmsweise an Hochstamm-Obstgärten. Das ist historisch bedingt, da Obstgärten traditionell einen Gürtel um die Siedlungen bildeten.

Nur 12 % der Hochstamm-Obstgärten erfüllten die Mindestanforderung der Öko-Qualitätsverordnung. Am häufigsten waren qualitativ gute Obstgärten in der Hügellzone des «Hochrhein- und Genferseegebiets» anzutreffen. Gleichzeitig war die Überalterung der Obstbaumbestände in diesem Gebiet am ausgeprägtesten.

Mit den Beitragszahlungen des Bundes für Hochstamm-Feldobstbäume soll bis jetzt vorwiegend die quantitative Erhaltung des Baumbestandes gewährleistet werden. Die bestehenden Bewirtschaftungsrichtlinien haben keinen wesentlichen Einfluss auf die Grösse der Hochstamm-Obstgärten, die Pflege der Bäume und die Bewirtschaftungsintensität des Unternutzens. Um ein langfristiges Überleben der Obstgärten zu gewährleisten und ihren Wert für die Vegetation und die Fauna zu erhöhen, müssten mit der Gewährung von Beiträgen deutlich strengere Vorgaben verbunden sein. Dazu gehören die regelmässige

Verjüngung der Bestände, eine weniger intensive Bewirtschaftung des Unternutzens und das Vorkommen weiterer, die Biodiversität fördernder Strukturen (z.B. ungeschnittene Grasinseln, Ast- und Steinhaufen, Holzpfähle). Wichtig sind ausserdem zusammenhängende Baumbestände und eine ausreichende Grösse des Obstgartens sowie das Angrenzen von öAF-Wiesen und Hecken.

Allerdings muss bei der Umsetzung von Massnahmen, welche den Wert der Hochstamm-Obstgärten für die Biodiversität fördern sollen, berücksichtigt werden, dass die Nutzungsmöglichkeiten für die Landwirte oft eingeschränkt werden. Damit nimmt ihre Motivation für den Erhalt der Bäume zu garantieren (weiter) ab. Hier muss sorgfältig abgewogen werden und Nutzungseinschränkungen müssen finanziell abgegolten werden. Ansonsten wird sich der Rückgang der Hochstamm-Feldobstbäume, wie er seit 1951 beobachtet wird, weiter fortsetzen.

## Literatur

- BFS, 2001. Schweizerische Obstbaumzählung 1951, 1961, 1971, 1981, 1991 und 2001. Neuchâtel, Bundesamt für Statistik.
- Bitz A., 1992. Avifaunistische Untersuchungen zur Bedeutung der Streuobstwiesen in Rheinland-Pfalz. Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz 15, 593–719.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.), Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Herzog F., 1998. Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. Agroforestry Systems 42, 61–80.
- Langensiepen I. und Otte A., 1994. Hofnahe Obstbaum-bestandene Wiesen und Weiden im Landkreis Bad Tölz – Wolfratshausen. Standortkundliche und nutzungsbedingte Differenzierungen ihrer Vegetation. Tuexenia 14, 169–196.
- Moser D., Gyax A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Chambésy, Conservatoire et Jardin botanique de la Ville de Genève, Chambésy. (Hrsg.). BUWAL-Reihe 'Vollzug Umwelt'. 118 S.
- Müller W., Hess R. und Nievergelt B., 1988. Die Obstgärten und ihre Vogelwelt im Kanton Zürich. Der Ornithologische Beobachter 85, 123–157.
- Müller W., Schifferli L. und Zwygart D., 1992. Obstgärten – vielfältige Lebensräume. Schweizer Vogelschutz (SVS) Zürich. 16 S.
- Weller F., 1996. Streuobstwiesen. Herkunft, heutige Bedeutung und Möglichkeiten der Erhaltung. In: Konold W. (Hrsg.), Naturlandschaft, Kulturlandschaft. Die Veränderung der Landschaft nach der Nutzbarmachung durch den Menschen. Ecomed, Landsberg, 137–160.





Abbildung 1:  
Buntbrache im zwei-  
ten Standjahr (Foto:  
Sibylle Studer).

## 5.4 Bunt- und Rotationsbrachen (Typen 7a und 7b)

Lisa Eggenschwiler und Katja Jacot

**Die vorwiegend mit einheimischen Wildblumen gesäten Bunt- und Rotationsbrachen sind im Ackerland die ökologischen Ausgleichselemente mit der grössten Anbaufläche. Wenn sie sorgfältig angelegt und gepflegt werden, tragen Brachen wesentlich zur Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt im Ackerland bei. Auch nach dem Umbruch der Brache ist die Erhaltung von Pflanzenarten in geeigneten Habitaten möglich.**

Buntbrachen wurden im Jahr 1994 als abgeltungsberechtigtes ökologisches Ausgleichselement speziell für den Ackerbau eingeführt. Sie werden mit Samenmischungen bestehend aus der Deckfrucht Buchweizen (*Fagopyrum esculentum*) und einheimischen Wildblumen gesät (Abb. 1). Düngung und die Behandlung mit Pestiziden sind verboten. Ein beschränkter Einsatz bewilligter Herbizide gegen Problempflanzen ist jedoch erlaubt (Bundesrat 1998). Ein Pflegeschnitt ist nur im Winterhalbjahr auf maximal der Hälfte der Fläche zulässig, damit Kleintiere in der ungeschnittenen Krautschicht überwintern können. Im Gegensatz zu den 1999 eingeführten flächigen und kürzer dauernden Rotationsbrachen bleiben die meist in Streifen angelegten Buntbrachen bis zu sechs Jahren bestehen.

Der Anbau von Bunt- und Rotationsbrachen hat seit ihrer Einführung stetig zugenommen und betrug im Jahr 2003 in der gesamten Schweiz 3'734 Hektaren (BLW 2004). Mit Brachen soll primär die Artenvielfalt der Flora und Fauna im Ackerland erhalten und geför-

Lisa Eggenschwiler  
und Katja Jacot,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich



dert werden. Zudem dienen Brachen der Vernetzung naturnaher Lebensräume und der Verschönerung des Landschaftsbildes. Durch den Verzicht auf eine Düngung und auf den flächigen Einsatz von Herbiziden kann zusätzlich eine Verminderung der Gewässerbelastung erreicht werden. Durch den ganzjährigen Bewuchs wird die Erosion gehemmt.

## Entstehungsgeschichte der Bunt- und Rotationsbrache

Bedingt durch die Intensivierung der Landwirtschaft der letzten 50 Jahre nahm die Artenvielfalt im Ackerland stark ab. So zählt heute die Ackerbegleitflora zu den am stärksten bedrohten Pflanzengesellschaften in der Schweiz (Landolt 1991). Vor rund 20 Jahren wurden erste Ideen erarbeitet, wie dieser Artenschwund gestoppt werden könnte (Müller 1984, Ramseier 1994). Beim Prinzip der Wanderbrache wird beispielsweise ein mit Wildblumen gesäter Streifen jedes Jahr auf der einen Seite um die Hälfte der Breite erweitert, während auf der anderen Seite dieselbe Breite wieder in Kultur genommen wird. Dadurch verschiebt sich der Brachestreifen im Lauf der Zeit über den ganzen Acker. Ramseier (1994) entwickelte für Wanderbrachen geeignete Samenmischungen, die vorwiegend aus Wildblumen bestanden.

Da sich das Prinzip der Wanderbrache für die Handhabung in der Praxis als zu kompliziert erwies, schlug man länger andauernde Brachestreifen entlang von Ackerrändern oder innerhalb von Äckern vor. Die Samenmischungen wurden nun insbesondere im Hinblick auf die Förderung von Nützlingen weiterentwickelt (Nentwig 1989, Heitzmann *et al.* 1992). Als Ergänzung zu den streifigen und länger währenden Buntbrachen wurden die flächigen Rotationsbrachen mit kürzerer Anlagedauer eingeführt.

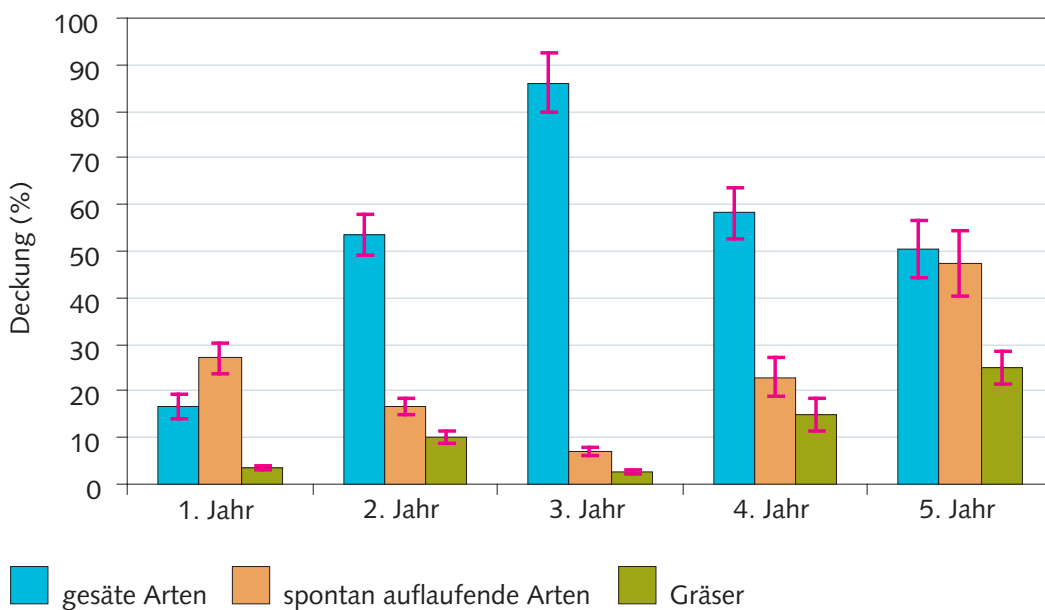


Abbildung 2: Entwicklung von Buntbracheparzellen in Kalchrain (TG) während fünf Standjahren (Mittelwerte und Standardfehler, N = 12, Parzellengrösse je 6 x 9 m).

## Dynamische Sukzession

Neben Buchweizen enthalten die heutigen Samenmischungen für Brachen 20 bis 40 verschiedene Arten an Ackerwildkräutern, Pionierpflanzen und Wiesenblumen. Viele dieser Arten sind für die Fauna sehr wertvoll und tragen zudem im Pflanzenbestand zu einer hohen Strukturvielfalt bei. Wegen der vielfältigen Zusammensetzung aus Pflanzenarten mit unterschiedlichem Entwicklungszyklus präsentiert sich eine Brache immer wieder anders. Während im Saatjahr Buchweizen und die einjährigen Ackerwildkräuter dominieren, herrschen im zweiten und dritten Jahr Pionier- und Wiesenpflanzenarten vor. Ältere Buntbrachen hingegen zeichnen sich oft durch die Einwanderung von Gräsern und anderen spontan auflaufenden Pflanzenarten aus (Abb. 2).

Mit vielfältigen Samenmischungen gesäte Buntbrachen zeichnen sich im schweizerischen Mittelland generell durch eine signifikant höhere pflanzliche Artenzahl aus als Spontanbegrünungen (Schaffner *et al.* 1998, Eggenschwiler *et al.* 2004a). Nur auf nährstoffarmen, skelettreichen Böden erreicht man auch ohne Saat eine hohe Artenvielfalt. Aus diesem Grund müssen Spontanbegrünungen von den kantonalen Behörden empfohlen und bewilligt werden.

Bei sorgfältiger Anlage und Pflege der Brache garantiert die Saat einer empfohlenen Samenmischung im Allgemeinen eine Mindestqualität an Artenvielfalt und an die Zusammensetzung der Arten. Auf sehr schweren Böden und auf Böden mit hohem Nährstoffnachlieferungsvermögen hingegen laufen die heutigen Brachemischungen oft schlecht auf. Die Entwicklung spezieller Samenmischungen für solche Standorte ist deshalb im Gange.

### Verunkrautung von Bunt- und Rotationsbrachen

In Bunt- und Rotationsbrachen sind Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*), Blacke (*Rumex obtusifolius*) und Quecke (*Agropyron repens*) die problematischsten Unkräuter. Idealerweise werden Brachen an Standorten angelegt, wo diese Arten kaum vorkommen. Verglichen mit Spontanbegrünungen unterdrücken gesäte Brachen Problempflanzen besser (Eggenschwiler *et al.* 2004a). Dennoch können sich Problempflanzen aufgrund ausbleibender Bewirtschaftungsmassnahmen in den Brachen relativ einfach ausbreiten.

Im Sommer 2001 beurteilte Agroscope FAL Reckenholz in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Öko-Ausgleich im Ackerbau (AGÖAA) 79 Buntbrachen und 72 Rotationsbrachen in zehn Kantonen im Hinblick auf die Verunkrautung mit Problempflanzen. Ein grosser Anteil der Brachen wies mässige Dichten an Ackerkratzdisteln und Quecken auf (Tab. 1). Die Buntbrachen waren davon mehr betroffen, weil sie im Allgemeinen älter waren. Blacken und Winden traten seltener mit hoher Abundanz auf.

Neben der mechanischen Bekämpfung von Problempflanzen sind für Nesterbehandlungen einige Herbizide zugelassen (Bohren und Delabays 2004). Ausschlusskriterien, die im Jahr 2002 vom Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) erlassen wurden (Artikel 45 der revidierten Direktzahlungsverordnung, Bundesrat 1998), sorgen dafür, dass stark verunkrautete oder vergraste Brachen von den Öko-Beiträgen ausgeschlossen werden, wenn keine Sanierung vorgenommen wurde. Diese Regelung trägt dazu bei, dass nur noch agronomisch unproblematische und ökologisch wertvollere Brachen beitragsberechtigt sind.

**Tabelle 1. Anteile (%) der beurteilten Bunt- und Rotationsbrachen mit Besatz an Problempflanzen in aufgeführter Dichte**

Dichte der Problempflanzen	Buntbrachen	Rotationsbrachen
<i>Rumex obtusifolius</i> : 4 bis 20 Pflanzen pro Are	10%	11%
<i>Rumex obtusifolius</i> : über 20 Pflanzen pro Are	3%	7%
<i>Cirsium arvense</i> : über 1 Nest auf 5 Aren bis 1 Nest pro Are	25%	14%
<i>Cirsium arvense</i> : über 1 Nest pro Are	8%	7%
<i>Agropyron repens</i> : 11-25% Deckung	32%	19%
<i>Agropyron repens</i> : > 25% Deckung	9%	4%
Winden: über 1 Nest pro Are	10%	11%

*Calystegia sepium* und *Convolvulus arvensis* wurden unter Winden zusammengefasst. Die Buntbrachen waren zwei- bis sechsjährig, die Rotationsbrachen ein- oder zweijährig. Die Begehung der Brachen erfolgte längs und diagonal.

## Tragen Buntbrachen zur Erhaltung seltener Pflanzenarten bei?

In den Brachemischungen sind mehrere seltene Ackerwildkräuter enthalten (z.B. *Agrostemma githago*, *Consolida regalis*, *Legousia speculum-veneris*). Neben diesen gesäten Arten laufen in den Brachen gelegentlich auch seltene Pflanzenarten spontan auf. So trat in einem Bracheversuch in Kalchrain (TG) die gefährdete Ackernelke (*Silene noctiflora*) auf. Meist sind seltene Ackerwildkräuter im Saatjahr in der Brache vertreten, in späteren Jahren verschwinden sie aber aufgrund der Konkurrenz durch andere Pflanzenarten.

Die Erhaltung seltener Pflanzenarten nach Umbruch der Brache ist in geeigneten Habitaten möglich. Wir untersuchten während drei Jahren nach Umbruch von zweijährigen Buntbracheparzellen die Begleitflora in der Folgekultur, wobei diese je zur Hälfte mit Herbizid behandelt wurde (Eggenschwiler *et al.* 2004b). Zahlreiche, darunter auch seltene Arten der Brachemischung sowie spontan auflaufende Arten erschienen in den Folgekulturen (Tab. 2). Ihre Dichte war meist grösser, wenn auf eine Herbizidbehandlung verzichtet wurde. An anderen Standorten wurde gelegentlich die Erhaltung von seltenen Brachearten (z.B. *Nigella arvensis*, *Agrostemma githago*, *Centaurea cyanus*) nach Umbruch der Brache an Weg- oder Ackerrändern registriert.

**Tabelle 2. Gesamte Anzahl auflaufender Pflanzenarten sowie Anzahl seltener und gesäeter Pflanzenarten nach Umbruch von zweijährigen Buntbracheparzellen im Frühling 2002 in Kalchrain (TG)**

Mit Herbizid	N	Arten total	Seltene Arten	Gesäte Arten	Folgekultur
2002	16	33	5	15	Weizen
2003	16	17	1	10	Triticale
2004	4	14	1	5	Gerste
Ohne Herbizid	N	Arten total	Seltene Arten	Gesäte Arten	Folgekultur
2002	16	34	5	14	Weizen
2003	16	21	4	11	Triticale
2004	4	22	6	10	Gerste

Die Folgekulturen wurden je zur Hälfte mit Herbizid behandelt (Herbizideinsatz 2002: Hoestar/Trifolin, 2003: Foxstar, 2004: Ally Class). Die Pflanzenarten wurden pro Parzelle auf 2,25 m<sup>2</sup> erhoben.

## Erfahrungen mit Brachen in der Praxis

Im Jahr 2000 führte Agroscope FAL Reckenholz bei 75 Landwirten in acht Kantonen eine Umfrage über ihre Erfahrungen mit Bunt- und Rotationsbrachen durch (Jacot *et al.* 2002). 81 % der Landwirte waren mit dem Aussehen der eigenen Brache zufrieden und 74 % erhielten positives Echo von der Bevölkerung. Manche Landwirte vernahmen gelegentlich Kritik von Nachbarn und Passanten betreffend Unkräuter oder Unordentlichkeit der Pflanzenbestände im Winter.

Für 55 % der Befragten war die Erhaltung der Artenvielfalt eine Motivation, eine Brache anzulegen. Weitere wichtige Beweggründe waren die Öko-Beiträge (28 %), ein reduzierter Arbeitsaufwand (30 %) und eine Verbesserung des Images (39 %).

Als Hauptbefürchtungen nannten die Landwirte, dass Brachen zur Ausbreitung von Problemarten beitragen (43 %), dass gewisse Pflanzenarten in der Folgekultur zum Problem werden (25 %) und dass der Bund die Öko-Beiträge für Brachen senkt (39 %). Schneckenprobleme, Verbuschung oder die Förderung von Pflanzenkrankheiten wurden hingegen nur selten befürchtet.

## Diskussion und Ausblick

Gesäte Brachen können auch über ihre Anlagedauer hinaus geeignet sein, um Pflanzenarten zu erhalten und zu fördern. In den letzten Jahren zeigten mehrere Studien, dass Buntbrachen zudem wesentlich zur Förderung der Fauna beitragen. So profitieren beispielsweise Laufkäfer, Spinnen, Feldhase, Feldlerche und Turmfalke von der Nahrung und dem Lebensraum der Buntbrachen (z.B. Weibel 1999, Nentwig 2000, Pfiffner und Luka 2000).

Bunt- und Rotationsbrachen stossen bei vielen Landwirten auf Interesse und sind bei einem grossen Teil der Bevölkerung beliebt (Jacot *et al.* 2002). Nicht zuletzt deshalb ist es wichtig, noch offene Fragen anzugehen. Neben der Entwicklung von Samenmischungen für schwere Böden sind momentan auch Versuche im Gange, einer raschen Vergrasung von Brachen durch Einsaat des Gräserhalbschmarotzers *Rhinanthus alectorolophus* entgegenzuwirken.

### Literatur

- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- BLW, 2004. Agrarbericht 2004. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft (BLW).
- Bohren C. und Delabays N., 2004. Herbizide gegen Unkräuter. UFA-Revue 1, 32-33.
- Eggenschwiler L., Jacot K.A. und Edwards P.J., 2004a. Bedeutung von Samenmischungen und Schnitt für Bunt- und Rotationsbrachen. Natur und Landschaft 79(12), 544-550.
- Eggenschwiler L., Jacot K., Studer S. und Edwards P., 2004b. Einfluss von Brachemischungen auf die Entwicklung des Samenvorrats im Boden und die Erhaltung von Pflanzenarten in der Folgekultur. Botanica Helvetica 114(1), 49-66.
- Heitzmann A., Lys J.A. und Nentwig W., 1992. Nützlingsförderung am Rand – oder: Vom Sinn des Unkrautes. Landwirtschaft Schweiz 5(1-2), 25-36.
- Jacot K., Eggenschwiler L. und Studer S., 2002. Bunt- und Rotationsbrachen: Erfahrungen aus der Praxis. Agrarforschung 9(4), 146-151.
- Landolt E., 1991. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz: Mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 185 S.
- Müller A., 1984. Mit Wanderbrachen gegen die Unvernunft. Tages Anzeiger Magazin 44, 48-51.
- Nentwig W., 1989. Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. II. Successional strips in a winter wheat field. Journal of Plant Diseases and Protection 96, 89-99.
- Nentwig W., 2000. Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft: Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. Verlag vao, Bern. 293 S.
- Pfiffner L. und Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. Agriculture, Ecosystems and Environment 78(3), 215-222.
- Ramseier D., 1994. Entwicklung und Beurteilung von Ansaatmischungen für Wanderbrachen. Dissertation, ETH Zürich, Zürich. 135 S.
- Schaffner D., Keller S. und Fried P.M., 1998. Spontanbegrünung von Brachen: Im Mittelland sinnvoll? Agrarforschung 5(5), 257-259.
- Weibel U.M., 1999. Effects of wildflower strips in an intensively used arable area on skylarks (*Alauda arvensis*). Dissertation, ETH Zürich, Zürich. 104 S. <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=13447>.



## 6 Arthropoden in ökologischen Ausgleichsflächen im Mittelland



### 6.1 Beschreibung der Fallstudiengebiete und der Untersuchungsmethoden

Serge Buholzer, Philippe Jeanneret und Franz Bigler

In drei Fallstudiengebieten im schweizerischen Mittelland wurde der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf die Artenvielfalt in der Landwirtschaft untersucht. Hierfür wurden im Rafzerfeld (ZH), Nuvilly (FR) und Combremont-le-Grand (VD) sowie in Ruswil und Buttisholz (LU) Indikatorgruppen (Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken) während acht Jahren in ökologischen Ausgleichsflächen und Kulturen untersucht und verglichen. Ein Vergleich der pflanzlichen Artenvielfalt in den öAF-Wiesen von 33 Gemeinden im Mittelland mit jenen der Fallstudiengebiete hat gezeigt, dass die drei ausgewählten Fallstudiengebiete in Bezug auf die Artenvielfalt für ihre biogeografische Region repräsentativ sind.

Arthropoden machen etwa 65% der gesamten Artenvielfalt aus (Hammond 1992). Sie besetzen alle Habitattypen in der Agrarlandschaft und sind in allen trophischen Stufen vertreten. Durch ihre Empfindlichkeit gegenüber Habitatveränderungen sind sie ein guter Spiegel der gesamten Biodiversität in einem Habitat. Deshalb werden Arthropoden-Taxa als Indikatoren für Biodiversitätsuntersuchungen besonders empfohlen (Duelli und Obrist 1998). Die Arbeiten zu Tagfaltern, Laufkäfern und Spinnen

*Abbildung 1/oben:*  
Blick in die Ebene im Rafzerfeld (Foto: P. Jeanneret).

*Abbildung 2/Mitte:* Hügelige Landschaft im Fallstudiengebiet von Nuvilly und Combremont-le-Grand (Foto: F. Herzog).

*Abbildung 3/unten:*  
Landschaftsausschnitt im Fallstudiengebiet von Ruswil und Buttisholz (Foto: S. Buholzer).

Serge Buholzer,  
Philippe Jeanneret  
und Franz Bigler,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich



wurden in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (ZH), Nuvilly (FR) und Combremont-le-Grand (VD) sowie in Ruswil und Buttisholz (LU) durchgeführt (Kap. 6.2–6.4). Zusätzliche Untersuchungen zu Heuschrecken fanden im Jahr 2000 statt (Kap. 6.5). Um auch den grösseren Zusammenhang abbilden zu können, wurden zusätzlich an 42 über das Mittelland verteilten Standorten alle in Kombifallen gefangenen Arthropoden mit der Methode des «Rapid Biodiversity Assessment» ausgewertet (Kap. 6.6). Arthropoden als Biodiversitätsindikatoren wurden auch in den Voralpen verwendet (Kap. 10).

In diesem einleitenden Kapitel werden die drei Fallstudiengebiete Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) charakterisiert, in welchen über einen Zeitraum von acht Jahren aufeinander abgestimmte Erhebungen von Tagfaltern, Laufkäfern und Spinnen durchgeführt wurden. Erhebungs- und Analysemethoden werden zusammengefasst, wenn sie für die drei Gruppen identisch sind.

## Die Fallstudiengebiete

Die drei Fallstudiengebiete liegen in verschiedenen biogeografischen Regionen (Rafzerfeld, Hochrhein- und Genferseegebiet; Nuvilly/Combremont-le-Grand, westliches Mittelland; Ruswil/Buttisholz, östliches Mittelland) und haben aus klimatischen und strukturellen Gründen unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzungsschwerpunkte (Ackerbau oder Futterbau).

Das Fallstudiengebiet im Rafzerfeld ist eine ackerbaulich genutzte Ebene mit eingestreuten Buntbrachen, einzelnen Wiesen des ökologischen Ausgleichs und wenigen, teilweise neu gepflanzten Hecken, die grösstenteils als ökologische Ausgleichsflächen (öAF) angemeldet sind. In der Ebene zwischen Rafz und Wil herrschen gut durchlässige Parabraunerden auf Schotter vor, während in den Hanglagen vermehrt Braunerden vorkommen. Der Futterbau beschränkt sich vorwiegend auf diese Gebiete und ist mit 8 % Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) von geringer Bedeutung im Untersuchungsgebiet (Tab. 1). Nur gerade 60 % der von den Untersuchungen betroffenen Betriebe kombinieren Ackerbau mit Viehhaltung.

Die Landschaft des Fallstudiengebietes Nuvilly/Combremont-le-Grand ist leicht hügelig. Es wird sowohl Ackerbau als auch Futterbau betrieben. Der grösste Teil der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) besteht aus öAF-Wiesen (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*). Rund um die beiden Dörfer gibt es ein paar Hochstamm-Obstgärten. Das Gebiet wird teilweise durch Hecken strukturiert, von denen jedoch nur ein kleiner Teil als öAF angemeldet ist. Im Fallstudiengebiet dominieren Braunerden mit tiefem pH und eher schlechtem Gefüge auf molassereicher Moräne. Auf 30 % der LN wird Futterbau betrieben. Nur einer der untersuchten Betriebe hat keine Tierhaltung.

Das Fallstudiengebiet Ruswil/Buttisholz liegt in hügeligem Gelände und ist durch intensiven Futterbau geprägt. Die Hochstamm-Obstgärten sind hier zahlreich, ebenso Einzelbäume und Hecken, von denen nur ein kleiner Teil als öAF angemeldet ist. Wie in den beiden anderen Fallstudiengebieten machen *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen* einen beachtlichen Teil der öAF aus (Abb. 1). Die auf Moränematerial gewachsenen, eher schweren Braunerden sind oft grund- oder staunass und eher sauer. Auf allen untersuchten Betrieben werden Tiere gehalten, zum Teil mit hoher Viehdichte (Milchkühe und Mastschweine).

Der Anteil der öAF an der LN hat zwischen 1995 und 1999 mit der Einführung des ökologischen Leistungsnachweises stark zugenommen. Seit dem Jahr 2000 hat er sich in allen drei Fallstudiengebieten aber kaum noch verändert (Abb. 1). Im Fallstudiengebiet Rafzerfeld liegt der Anteil der öAF an der LN deutlich tiefer als in den beiden übrigen Fallstudiengebieten, da viele öAF ausserhalb des Fallstudiengebietes in den umliegenden Hanglagen liegen. Die Hochstamm-Obstgärten sind im Fallstudiengebiet Rafzerfeld mit 0,1 % der LN unbedeutend. In den Fallstudiengebieten von Nuvilly/Combremont-le-Grand sind 2,2 % der LN

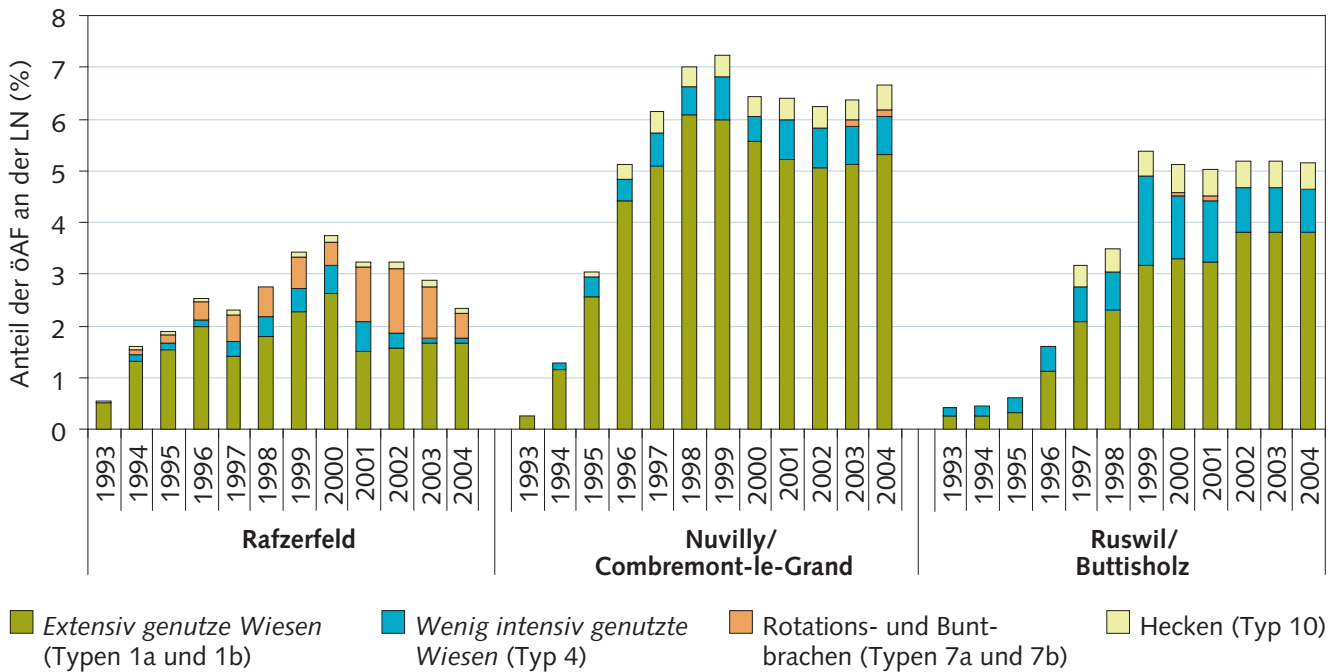


Abbildung 4:  
Entwicklung der ökologischen Ausgleichsflächen in den drei Fallstudiengebieten zwischen 1993 und 2004 ohne Berücksichtigung der Hochstamm-Obstgärten.

**Tabelle 1. Kennzahlen zu den Fallstudiengebieten im Rafzerfeld (Ra), in Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und in Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu); Stand 2003**

	Ra	Nu/Co	Ru/Bu
Grösse des Fallstudiengebietes (ha)	1'016	788	923
Höhe (m.ü.M.)	400 – 500	600 – 700	650 – 800
Ø Niederschlag* (mm/Jahr)	935	879	1'434
<b>Landnutzung (% der Gesamtfläche)</b>			
Landw. genutzte Fläche (LN)	60,1	66,8	75,8
Wald	25,1	26,8	17,1
Siedlung/Strasse/Freizeit	9,0	4,9	5,5
Gehölz/Saum/Böschung	1,4	1,5	1,4
Kiesabbau/Gewerbe	4,4	0,0	0,0
<b>Landwirtschaftliche Nutzung (% der LN)</b>			
Ackerbau	74,9	57,5	23,6
Grünland (inkl. Kunstwiese)	9,9	33,6	59,9
Hochstamm-Obstgärten	0,1	2,2	11,1
Spezialkulturen	12,2	0,0	0,3
Ökologische Ausgleichsflächen	2,9	6,7	5,2**
<b>Landwirtschaftliche Betriebsstruktur</b>			
Total der erfassten Betriebe	38	29	38
IP-Betriebe	32	29	38
BIO-Betriebe	4	0	0
Konventionelle Betriebe	2	0	0
Mittlere Betriebsgrösse (ha)	21,2	29,1	18,0
Mittlere Viehdichte (GVE/ha LN)	0,5	1,2	2,3
Anzahl Betriebe mit Viehhaltung	22	28	38
Ø Ertrag Weizen (dt/ha)	60	66	64
Ø Ertrag Kunstwiesen (dt/ha)	83	99	119
Ø Ertrag Naturwiesen (dt/ha)	59	74	108

\* Niederschläge gemäss SMA, 30-jähriges Mittel der Stationen Wil (Ra), Payerne (Nu/Co) und Entlebuch (Ru/Bu)

\*\* öAF-Flächen ohne Hochstamm-Obstgärten  
LN: Landwirtschaftliche Nutzfläche; GVE: Grossvieheinheiten

Hochstamm-Obstgärten und in Ruswil/Buttisholz sind es sogar 11,2 % der LN. Weil Hochstamm-Feldobstbäume als Einzelbäume angemeldet werden, wurden die Hochstamm-Obstgärten in Abbildung 4 nicht berücksichtigt.

### **Repräsentativität der Fallstudiengebiete für das Mittelland**

Um die Repräsentativität der ausgewählten Fallstudiengebiete für die Situation im Mittelland beurteilen zu können, wurden in allen drei Fallstudiengebieten alle angemeldeten öAF-Wiesen durch Vegetationsaufnahmen mit der identischen Methode wie in den Erhebungen in den 33 Gemeinden im Mittelland (Kap. 5.1) verglichen. Die Fallstudiengebiete wurden jeweils mit den Gemeinden der gleichen biogeografischen Region verglichen.

Die Anzahl der öAF-Wiesen, welche die Minimalkriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV, Bundesrat 2001; mindestens 6 Pflanzenarten aus der Artenliste B) erfüllten, liegt in allen drei Fallstudiengebieten im mittleren Bereich der Gemeinden der entsprechenden biogeografischen Regionen (Abb. 5).

Auch die Zahl der regional gefährdeten Pflanzenarten (*Rote Liste*) ist im Vergleich zu den übrigen Gemeinden der entsprechenden biogeografischen Region in allen drei Fallstudiengebieten im mittleren Bereich (Abb. 6). Im Rafzerfeld wurde eine regional gefährdete Art gefunden, in Nuvilly/Combremont-le-Grand und in Ruswil/Buttisholz je zwei regional gefährdete Arten. Allerdings sind alle diese Arten keine Zeigerarten gemäss der Artenlisten der ÖQV.

### **Stichprobenplan**

Die Auswahl der untersuchten Nutzungstypen richtete sich nach den Nutzungsschwerpunkten in den drei Fallstudiengebieten. In Ruswil/Buttisholz und Nuvilly/Combremont-le-Grand wurden vorwiegend Nutzungstypen des Futterbaus sowie Hecken untersucht, während im Rafzerfeld der Schwerpunkt bei den Ackerkulturen lag.

Im Stichprobenplan waren die zwei Straten öAF und Kulturland enthalten. Die Anzahl der untersuchten Flächen pro öAF-Typ ist proportional abhängig vom tatsächlichen Vorkommen der verschiedenen öAF-Typen in einem Fallstudiengebiet. In den Jahren 1997 bis 1999 wurde eine Hauptkultur pro Fallstudiengebiet ausgewählt. Ab 2000 wurde die Anzahl an Ackerkulturen erweitert, die Waldränder wurden nicht mehr beprobt und die Zahl der Untersuchungsflächen pro Habitat-Typ wurde erhöht, um die Variabilität besser erfassen zu können (Tab. 2). Die Untersuchungsflächen wurden in den einzelnen Fallstudiengebieten so verteilt, dass sie eine räumliche und landschaftliche Analyse (z.B. Einfluss der Nachbarparzellen oder der Anteil verschiedener Nutzungstypen im Umfeld der Untersuchungsfläche auf die Biodiversität der öAF) ermöglichen. Jede Untersuchungsfläche wurde mit einem im Boden versenkten Magneten markiert und mit dem GPS festgehalten. Dank dieser Markierung können zukünftige Messungen am gleichen Ort wiederholt werden. Die verschiedenen Arthropoden-Gruppen wurden alle zwei Jahre registriert bzw. gefangen (Tab. 2).

Die Dynamik der Fruchtfolgen und die sich ändernden Rahmenbedingungen in der Agrarpolitik erforderten regelmässige Anpassungen bei der Auswahl der Untersuchungsflächen. Dies führte dazu, dass die Zahl der Untersuchungsflächen eines Nutzungstyps nicht immer über alle Jahre konstant gehalten werden konnte.

### **Erhebungsmethoden**

#### **Tagfalter**

**Beobachtete Tagfalter:** Rhopalocera, Hesperidae und Zygaenidae. Die beiden sehr ähnlichen *Pieris*-Arten, *P. napi* und *P. rapae* wurden als *Pieris* sp. aufgenommen. Auch die Individuen von *Colias hyale* und *C. alfacariensis* wurden als *Colias* sp. registriert.

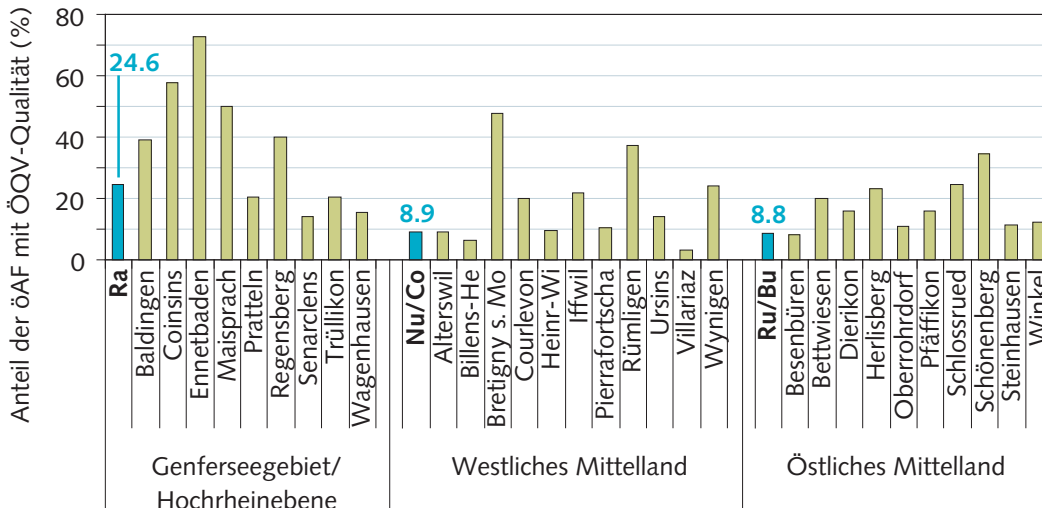


Abbildung 5/oben: Vergleich der Fallstudiengebiete mit Gemeinden der entsprechenden bio-geografische Region anhand des prozentualen Anteils der öAF-Wiesen (*Extensiv genutzte Wiesen Typ 1a* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen Typ 4*) mit ÖQV-Qualität. Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Billens-He = Billens-Hennens, Bretigny s\_Mo = Bretigny sur Morrens, Heinr-Wi = Heinrichwil-Winistorf, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

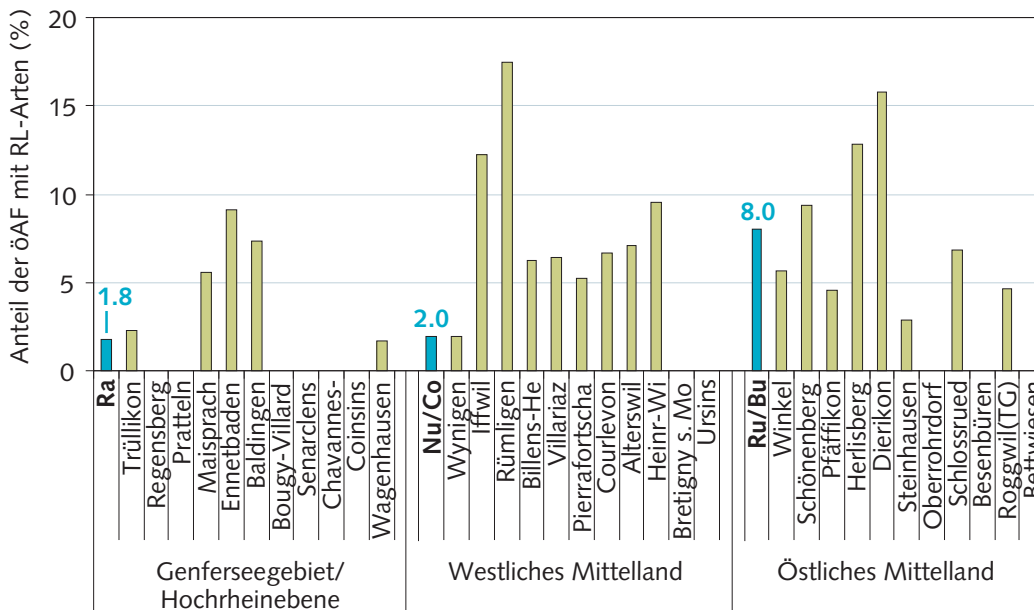


Abbildung 6/unten: Vergleich der Fallstudiengebiete mit Gemeinden der entsprechenden bio-geografische Region anhand des Anteils der öAF-Wiesen (*Extensiv genutzte Wiesen Typ 1a* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen Typ 4*) mit Arten der regionalen Roten Liste in % aller öAF-Wiesen. Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Billens-He = Billens-Hennens, Bretigny s\_Mo = Bretigny sur Morrens, Heinr-Wi = Heinrichwil-Winistorf, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

**Beobachtungsmethode:** Die Tagfalter wurden auf einer Fläche von 25 Aren (50 m x 50 m) während 10 Minuten beobachtet, identifiziert und gezählt. Für ausserordentlich artenreiche Untersuchungsflächen wurde die Beobachtungszeit erweitert, um eine vollständige Artenliste aufnehmen zu können. Die Tagfalter wurden bei schönem Wetter und minimalem Wind zwischen 9 und 18 Uhr beobachtet. Die Beobachtungen wurden alle 15 bis 21 Tage wiederholt. Pro Saison (Ende April/Anfang Mai bis Ende August) wurden sechs Begehungen durchgeführt.

### Spinnen und Laufkäfer

Spinnen wurden mit Bodenfallen, Streifnetz (Kescher) und Klopfrichter gefangen. Die Laufkäfer wurden mit Bodenfallen gefangen.

**Bodenfallen:** Epigäische (auf der Bodenoberfläche aktive) Spinnen und Laufkäfer wurden mit Hilfe von Bodenfallen (Aktivitätsfalle, Obrist und Duelli 1996) gefangen. In jeder Untersuchungsfläche wurden 3 Bodenfallen (3 m voneinander entfernt) in einem Dreieck installiert. In Hecken (längliches, schmales Element) und Kulturland (Verminderung der Störung bei der Bewirtschaftung) wurden sie in einer Linie gesetzt. Die geringe Distanz zwischen den Bodenfallen führte dazu, dass sich die Fallen gegenseitig beeinflussen. Die 3 Bodenfallen bilden deswegen keine statistische Wiederholung. Folglich wurden die Fänge

der 3 Bodenfallen pro Untersuchungsfläche für die Analysen zusammengezählt. Eine Fangperiode dauerte jeweils eine Woche. Zwei Wochen nach der Vollblüte des Löwenzahns wurden die Fallen für drei Wochen geöffnet, dann während drei Wochen geschlossen und Ende Juni für weitere zwei Wochen wieder geöffnet (Duelli 1990).

**Streifnetz:** Mit der Streifnetz-Methode kann die in der Krautschicht lebende Fauna gefangen werden (Matthey *et al.* 1984). Das benutzte Streifnetz besteht aus einem 61 cm langen Stiel, an dem ein Netz aus kräftigem Stoff auf einem kreisförmigen Beschlag (Durchmesser 38 cm) aufgehängt ist. Eine Probe besteht aus 50 Schlägen durch die Vegetation (Pendelbewegung mit dem Streifnetz von rechts nach links und umgekehrt bei gleichzeitigem, langsamem Vorwärtsschreiten). Die Wiesen (inklusive des Unterwuchses in Hochstamm-Obstgärten), die Buntbrachen und die Getreidefelder wurden 4 bis 5 Mal pro Saison beprobt.

**Klopftrichter:** Die Klopftrichter-Methode erlaubt das Fangen der in der Strauch- und Baumschicht lebenden Fauna (Matthey *et al.* 1984). Der Klopftrichter ist ein an einem Stiel befestigter Stofftrichter mit einer 60 x 60 cm grossen Öffnung, welcher sich nach unten hin verjüngt und in einer Plastikdose mündet. Die Äste und Zweige werden mit Hilfe eines Stabes geschlagen und geschüttelt, so dass die Tiere in den Trichter darunter fallen. In den Hecken wurden für eine Probe 3 Wiederholungen von je 3 bis 5 Stockschlägen auf Brusthöhe eines Menschen im Abstand von 3 m getätigt. In Hochstamm-Obstgärten wurden jeweils 3 bis 5 Bäume so behandelt. Bei den Hecken und den Hochstamm-Obstgärten wurden 4 bis 5 Mal pro Saison Proben entnommen. Im Mais wurde 3 Mal pro Saison eine Probe mit 3 Wiederholungen von je 3 bis 5 Stockschlägen auf Brusthöhe eines Menschen im Abstand von 3 m gesammelt.

## Kontextdaten

Für alle Untersuchungsflächen wurden umfassende Daten zu Standort, Vegetation und Boden, sowie zur Bewirtschaftung der betroffenen Parzellen erhoben. Zudem wurde für alle drei Fallstudiengebiete jedes Jahr flächendeckend die Landnutzung parzellenscharf kartiert und mit GIS erfasst. Alle Kontextdaten wurden in einer zentralen Datenbank erfasst und als erklärende Variablen für die beobachteten Biodiversitätsindikatoren herbeigezogen.

### Boden

Für alle Untersuchungsflächen wurden Bodentyp, Wasserhaushalt, Gründigkeit und Gefüge des Oberbodens beurteilt. Wo diese Daten nicht aus vorhandenen Bodenkarten abgeleitet werden konnten, wurden sie im Feld erhoben. Gleichzeitig wurden Bodenproben im Labor bezüglich Körnung, pH, Phosphor (P-Test) und Kalium (K-Test) untersucht. Insgesamt wurden 25 Parameter erhoben.

### Bewirtschaftung

Die Biodiversität in der LN wird durch die Art und die Intensität der Nutzung stark beeinflusst (siehe z.B. Mclaughlin und Mineau 1995). In Interviews mit den Landwirten wurden für alle untersuchten Parzellen für die Untersuchungsjahre 1997 bis 2003 verschiedene Parameter zum Betrieb, zur Geschichte sowie zu Nutzung, Düngung, Ertrag und Pflege der Parzelle erhoben. Insgesamt wurden 50 Bewirtschaftungsparameter berücksichtigt (summarische Zusammenstellung in Tab. 1).

### Vegetation

Die Vegetation in den Fallstudiengebieten wurde gleichzeitig mit den Beobachtungen der Bodenarthropoden im Zweijahresrhythmus kartiert. Auf einer Fläche von 100 m<sup>2</sup> um die Bodenfallen wurden alle Gefässpflanzen mit einer fünfstufigen Dominanzschätzung erfasst (Lips *et al.* 2000, Dreier *et al.* 2000). Als erklärende Variablen wurden Pflanzenartenzahl,



**Tabelle 2. Anzahl der untersuchten öAF und Kulturen im Rafzerfeld (Ra), Nuvilley/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) pro Fallstudiengebiet und Untersuchungsjahr**

Bodenarthropoden / Vegetation												
	Ra				Nu/Co				Ru/Bu			
	1997	1999	2001	2003	1997	1999	2001	2003	1997	1999	2001	2003
Buntbrachen	11	9	10	10								
<i>Extensiv genutzte Wiesen</i>	7	7	7	13		20	16	16	13	13	13	13
<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i>	3	3	6	1		2	5	5	9	8	8	7
Hecken	2	2				7	7	7	3	3	7	7
Hochstamm-Obstgärten						8	7	7	8	8	8	8
Kunstwiesen			5	5		3	7	6	5	5	8	10
Naturwiesen	2	2	7	6		4	7	7	3	3	6	5
Weiden						1	5	5			6	7
Getreide	20	20	7	7		10	7	7			7	7
Mais			7	7								
Zuckerrüben			7	7								
<b>Total</b>	<b>45</b>	<b>43</b>	<b>56</b>	<b>56</b>	<b>0</b>	<b>55</b>	<b>61</b>	<b>60</b>	<b>41</b>	<b>40</b>	<b>63</b>	<b>64</b>

Tagfalter												
	Ra				Nu/Co				Ru/Bu			
	1998	2000	2002	2004	1998	2000	2002	2004	1998	2000	2002	2004
Buntbrachen	11	10	9	10								
<i>Extensiv genutzte Wiesen</i>	7	9	12	13	19	18	17	16	12	13	14	14
<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i>	3	6	2	1	2	4	5	5	8	8	7	6
Hecken	2				7	7	7	7	3	7	7	7
Hochstamm-Obstgärten					8	7	7	7	8	8	8	8
Kunstwiesen	1	5	6	7	2	6	6	5	6	10	8	8
Naturwiesen	2	7	7	7	4	7	6	7	2	4	6	7
Weiden					1	5	6	5		6	7	7
Getreide	8	6	7	7	10	7	7	7		7	7	7
Mais	2	11	7	7	2							
Hackfrüchte	4	8	7	7								
Ölfrüchte	5											
<b>Total</b>	<b>45</b>	<b>62</b>	<b>57</b>	<b>59</b>	<b>55</b>	<b>61</b>	<b>61</b>	<b>59</b>	<b>39</b>	<b>63</b>	<b>64</b>	<b>64</b>

Vegetationstyp (Dietl 1994), sowie die mittleren Zeigerwerte für Nährstoffe und Feuchtigkeit (Landolt 1977) abgeleitet. Die Zuordnung zu den Vegetationstypen wurde aufgrund der Artenzusammensetzung der 100 m<sup>2</sup>-Vegetationsaufnahmen fallweise vorgenommen.

Die mittlere Anzahl an Pflanzenarten der *Extensiv genutzten Wiesen* (zwischen 25 und 28 Arten) unterschied sich in keiner der Fallstudiengebiete signifikant von jener der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (zwischen 23 und 27 Arten). Die mittlere Anzahl an Pflanzenarten der *Extensiv genutzten Wiesen* (28) unterschied sich in Ruswil/Buttisholz signifikant von jenen der Hochstamm-Obstgärten (19). Alle übrigen Vergleiche zwischen öAF-Wiesen und Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen und Weiden, ohne Kunstwiesen) waren nicht signifikant. Zwischen den Untersuchungsjahren (1997 bis 2003) konnte keine signifikante

**Tabelle 3. Verteilung der Wiesentypen auf die verschiedenen Nutzungstypen des Graslandes im Untersuchungsjahr 2003**

Nutzungstyp	Wiesentyp	Ra	Nu/Co	Bu/Ru
<i>Extensiv genutzte Wiesen</i>	Wiesenfuchsschwanzwiesen	–	–	7%
	Raigraswiesen	23%	57%	67%
	Knaulgraswiesen	–	7%	–
	Kohldistel-Fromentalwiesen	–	0%	13%
	Raigras-Fromentalwiesen	46%	36%	13%
	Salbei-Fromentalwiesen	31%	–	–
<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i>	Raigraswiesen	–	83%	60%
	Knaulgraswiesen	–	17%	–
	Kohldistel-Fromentalwiesen	–	–	20%
	Raigras-Fromentalwiesen	100%	–	20%
Hochstamm-Obstgärten	Raigraswiesen	–	100%	100%
Naturwiesen	Wiesenfuchsschwanzwiesen	–	–	10%
	Raigraswiesen	43%	86%	90%
	Knaulgraswiesen	–	14%	–
	Raigras-Fromentalwiesen	57%	–	–
Weiden	Raigraswiesen	–	67%	100%
	Salbei-Fromentalwiesen	–	33%	–
Kunstpflanzen	Raigraswiesen	100%	100%	100%

Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz

Veränderung in der mittleren Anzahl an Pflanzenarten innerhalb der einzelnen Nutzungstypen festgestellt werden. Die Beobachtungsperiode war zu kurz, um einen Effekt der Extensivierung auf die Pflanzenartenzahl der öAF-Wiesen festzustellen.

Die Ackerkulturen Getreide, Mais und Hackfrüchte unterscheiden sich kaum, so dass weder zwischen den Kulturen noch zwischen den Fallstudiengebieten oder zwischen den verschiedenen Beobachtungsjahren ein signifikanter Unterschied in den Pflanzenartenzahlen festgestellt werden konnte. Insgesamt konnten im Grasland sechs verschiedene Vegetationstypen unterschieden werden. Drei Vegetationstypen – Wiesenfuchsschwanzwiese, Raigraswiese und Knaulgraswiese – sind dem intensiv genutzten Grasland zuzuordnen, während die drei anderen Vegetationstypen Ausprägungen der klassischen Fromentalwiese sind. Auf trockeneren Standorten sind dies die Salbei-Fromentalwiese (Rafzerfeld und Nuvilly/Combremont-le-Grand), auf frischen Standorten die Raigras-Fromentalwiese und auf feuchten Standorten die Kohldistel-Fromentalwiese (Ruswil/Buttisholz). Wenn mindestens vier Zeigerarten mit einem Rückführungspotenzial (Koch 1996) in einer Aufnahme vorkamen, wurde sie dem entsprechenden Fromentalwiesentyp zugeordnet.

Mehr als die Hälfte aller Untersuchungsflächen des Graslandes wurde den Raigraswiesen zugeordnet (Tab. 3). Dazu gehörten im Untersuchungsjahr 2003 alle Hochstamm-Obstgärten und Kunstpflanzen. In Ruswil/Buttisholz und in Nuvilly/Combremont-le-Grand dominierte dieser Wiesentyp auch in den öAF-Wiesen. Die artenreiche Salbei-Fromentalwiese bildete 31 % der *Extensiv genutzten Wiesen* im Rafzerfeld und 33 % der Weiden in Nuvilly/Combremont-le-Grand, während dieser Wiesentyp in Ruswil/Buttisholz nicht vorkam.

Alle drei Fromentalwiesentypen zusammen bildeten in *Extensiv genutzten Wiesen* im Rafzerfeld 77 % der Untersuchungsfläche, in Nuvilly/Combremont-le-Grand sind es 36 % und in Ruswil/Buttisholz 26 % der Untersuchungsfläche.

## Analysemethode

Der Rahmen des Projektes und die erhobenen Daten haben zu einer breiten Palette notwendiger Analysen geführt, welche es ermöglichen, den Einfluss der öAF auf die Biodiversität zu messen. Die Analysen sind Teil einer in der numerischen Ökologie angewandten Prozedur. Sie konzentrieren sich auf 2 prinzipielle Aspekte der Biodiversität: (1) Kenntnis der Anzahl Arten und Individuen ( $\alpha$ -Diversität) durch die Anwendung univariater Analysemethoden, und (2) Kenntnis der Artenzusammensetzung ( $\beta$ -Diversität) dank multivariater Analysemethoden. Die Untersuchung der Artenzahlen ermöglicht eine allgemeine Beurteilung der Artenvielfalt, wobei sie in gewissen Fällen zu grob und ungenügend ist, da Habitats mit geringer Artenzahl durchaus einen grossen Beitrag zur Biodiversität leisten können, sofern die vorkommenden Arten sehr selten sind. Demgegenüber vermag man mit der Analyse der Artenzusammensetzung den Wert eines Habitats viel differenzierter zu beurteilen. Für die Analysen wurden die Fallenfänge und die Beobachtungen je Untersuchungsfläche und Jahr zusammengefasst. Der Analyse liegen folgende Hypothesen zugrunde:

### Allgemeine Hypothese:

Ökologische Ausgleichsflächen unterscheiden sich vom Kulturland durch die Artenzahl, die Anzahl Individuen, die Anzahl spezialisierte, die Anzahl Arten der *Roten Liste* und durch die Artenzusammensetzung.

### Spezifische Hypothesen:

- Wiesen des ökologischen Ausgleichs (*Extensiv genutzte Wiesen* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen* einzeln betrachtet und zusammen genommen) unterscheiden sich von Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden und Kunstwiesen). Zudem unterscheiden sich *Extensiv genutzte Wiesen* von *Wenig intensiv genutzten Wiesen*.
- Buntbrachen unterscheiden sich von Ackerkulturen (Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte und Ölfrüchte).
- Hochstamm-Obstgärten unterscheiden sich von Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen und Weiden).
- Hecken unterscheiden sich von Ackerkulturen und von Intensiven Naturwiesen.
- Die Entwicklung der Diversität der Arthropoden in den Fallstudiengebieten während der siebenjährigen Untersuchungsperiode ist positiv (bei Spinnen und Laufkäfern von 1997 bis 2003, bei Tagfaltern von 1998 bis 2004).
- Die unten beschriebenen allgemeinen und speziellen Unterschiede sind unabhängig von abiotischen Faktoren wie Bodentyp, Exposition, Neigung, Distanz zum Wald oder dem Anteil der offenen Ackerfläche im Umkreis der Untersuchungsfläche.

Die Vergleiche wurden im univariaten Bereich mittels Varianzanalysen (ANOVA, Sokal und Rohlf 1995) mit post-hoc Tests nach Bonferroni (in Fällen mit nicht normalverteilten Daten oder bei inhomogenen Varianzen mit Tests nach Kruskal-Wallis) durchgeführt. Im multivariablen Bereich wurden Tests mittels Monte Carlo Permutationen (bootstrapping) durchgeführt, die in der Redundanzanalyse implementiert wurden (RDA, Ter Braak 1996). Die für die Analysen benutzten Informatikprogramme sind STATISTICA (StatSoft, Tulsa, OK) und CANOCO (Ter Braak und Smilauer 2002). Die abiotischen Einflussfaktoren, welche einen signifikanten Einfluss hatten, wurden als Co-Variablen in die Analysen einbezogen, um ihre Wirkungen zu eliminieren.

Die Ergebnisse der multivariaten Analysen (Kap. 6.2-6.4) wurden in Ordinationsdiagrammen dargestellt. Diese erlauben es, Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen durch die Lage und Distanz der einzelnen Punkte innerhalb des Ordinationsdiagrammes darzustellen. Es wurden drei Typen von Ordinationsdiagrammen verwendet:

- Ordinationsdiagramme, in denen die Punkte die Untersuchungsflächen darstellen. Ein Punkt repräsentiert die Artengemeinschaft einer Untersuchungsfläche. Die Distanz zwi-

schen zwei Punkten im Diagramm entspricht dem Unterschied der Artengemeinschaften der beiden Untersuchungsflächen (je grösser die Distanz zweier Punkte, desto grösser die Unterschiede zwischen den Artengemeinschaften).

- Ordinationsdiagramme, in denen ein Punkt den Centroiden (mittlere Koordinate) aller Untersuchungsflächen eines Habitattyps darstellt. Dieser Punkt spiegelt die durchschnittliche Artenzusammensetzung eines Habitattyps wider. Die Distanz zwischen zwei Punkten ist Ausdruck der Unterschiedlichkeit der durchschnittlichen Artenzusammensetzungen der jeweiligen Habitattypen.
- Ordinationsdiagramme, in denen die extremen Untersuchungsflächen eines Habitattyps durch eine Linie miteinander verbunden werden, so dass ein Vieleck entsteht. Dieses stellt die Intra-Habitat-Variabilität sowie die globale Ähnlichkeit zwischen den Habitattypen dar.

## Literatur

- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Dietl W., 1994. Pflanzenbestand, Nutzung, ökologische Bewertung. In: AGFF (Hrsg.). Unsere Wiesen kennen. Landfreund 8.
- Duelli P., 1990. Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32, 211–222.
- Duelli P. und Obrist M., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297–309.
- Dreier S., Lips A., Volkart G., Schüpbach B. und Bigler F., 2000. Ökologische Ausgleichsflächen im Mosaik von Kulturlandschaften. *Agrarforschung* 7(5), 206–211.
- Hammond P.M., 1992. Species Inventory. In: Groombridge B. (Hrsg.), *Global Biodiversity, Status of the Earth's Living Resources*, Chapman and Hall, London, 17–39.
- Lips A., Harding J., Schüpbach B., Jeanneret P. und Bigler F., 2000. Botanische Vielfalt von Wiesen in drei Fallstudiengebieten. *Agrarforschung* 7(3), 106–111.
- Koch B., 1996. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. *Agrarforschung* 3(4), 149–152.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Forschungsinstitutes Rübel ETH 64, Zürich.
- Matthey W., Della Santa E. und Wannemacher C., 1984. *Manuel pratique d'écologie*. Payot, Lausanne. 264 S.
- Mclaughlin A. und Mineau P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55(3), 201–212.
- Obrist M.K. und Duelli P., 1996. Trapping efficiency of funnel- and cup-traps for epigeal arthropods. *Mitteilungen der schweizerischen entomologischen Gesellschaft* 69, 361–369.
- Sokal R. und Rohlf F.J., 1995. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3ème édition. Freeman. New York. 887 S.
- Ter Braak C.J.F., 1996. Unimodal models to relate species to environment. *Agricultural Mathematics Group-DLO, Wageningen, the Netherland*. 266 S.
- Ter Braak C.J.F. und Smilauer P., 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 500 S.

## 6.2 Spinnen

Philippe Jeanneret, Stefano Pozzi, Iris Klaus und Stephan Bosshart

Die Artenzusammensetzung der Spinnenfauna in ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) unterscheidet sich deutlich von der Artenzusammensetzung im Kulturland. Sie zeichnet sich durch das Vorkommen von typischen und exklusiven Arten aus. Hecken, Hochstamm-Obstgärten und Buntbrachen sind öAF-Typen, die besonders viele Spinnenarten beherbergen. Die *Extensiv genutzten Wiesen* und die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* weisen gemeinsam eine Artenzusammensetzung auf, die sich zwar deutlich von jener der Intensiven Wiesen unterscheidet, aber keinen besonderen Wert für den Naturschutz darstellt. Nach sechs Untersuchungsjahren konnte eine geringe, aber spürbare Erhöhung des Wertes der öAF für die Spinnen-Fauna nachgewiesen werden.

### Arten- und Individuenreichtum

In den drei Fallstudiengebieten im Schweizer Mittelland (siehe Kap. 6) wurden 208'000 Spinnen gefangen, die zu 291 Arten gehörten (Tab. 1). Dies entspricht 32 % der Schweizer Spinnen-Fauna (Maurer und Hänggi 1990) (in Kapitel 6.1 werden Fangmethoden und Sampling Design dargestellt). Die mit Abstand grösste Anzahl Individuen wurde in Nuvilly/Combremont-le-Grand registriert (im Mittel 26'500 pro Jahr), dort wurden durchschnittlich etwa 150 Individuen mehr pro Standort gefangen. Auch die durchschnittliche Artenzahl pro Standort ist in Nuvilly/Combremont-le-Grand höher als in den anderen Fallstudiengebieten.

Rund 30 % der vorgefundenen Arten in den drei Fallstudiengebieten sind spezialisierte Arten, die nur in bestimmten Lebensräumen vorkommen. Diese «Biotoptrue» wird mit Hilfe eines Indexes mit einer Wertskala von 1 bis 6 bestimmt (siehe Pozzi *et al.* 1998). Die spezialisierten Arten sind allerdings selten und kommen nur in geringen Bestandesdichten vor (1–3 % der gesamten Individuenzahl).

Abbildung 1: *Oedothorax apicatus* ist eine typische Art der Felder (Foto: Jørgen Lissner).



**Tabelle 1. Gesamtfang und Mittelwert der Anzahl Spinnenarten (S) und Individuen (N) (alle Arten und spezialisierte Arten) in den Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra; vier Untersuchungsjahre), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co; drei Untersuchungsjahre) und Ruswil-Buttisholz (Ru/Bu; vier Untersuchungsjahre)**

Vielfalt		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	211	202	165
	Mittelwert	24	28	18
N	Total	60'193	79'575	67'918
	Mittelwert	301	452	327
S-Spezialisierte Arten	Total	66	68	46
	Mittelwert	2	3	2
N-Spezialisierte Arten	Total	705	1'932	1'451
	Mittelwert	4	11	8

Philippe Jeanneret,  
Iris Klaus und  
Stephan Bosshart,  
Agroscope FAL  
Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich  
  
Stefano Pozzi,  
Service Romand de  
la Vulgarisation  
Agricole,  
1000 Lausanne und  
Agroscope  
RAC Changins,  
case postale 154,  
1260 Nyon 1



Der grösste Artenreichtum wurde in Hecken (Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz) und Buntbrachen (Rafzerfeld) gefunden (Abb. 2). In diesen Lebensräumen, sowie in den Hochstamm-Obstgärten, lebt auch die grösste Anzahl spezialisierter Arten. In Hecken und Hochstamm-Obstgärten kommen diese Arten vor allem in der Baumschicht vor.

Der Vergleich der Artenvielfalt zwischen den öAF (*Extensiv genutzte Wiesen*, *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken) und dem Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben) zeigt, dass

### Die Rolle der Spinnen als Nützlinge

Zur Rolle der Spinnen bei der Regulierung von Insektenpopulationen ist schon viel geforscht worden. Aus diesen Untersuchungen geht hervor, dass die in den Kulturen lebenden Spinnen einen deutlichen Einfluss auf die Entwicklung von Schadinsekten ausüben.

In den von uns untersuchten Kulturen dominieren Spinnenarten aus der Familie der Wolfspinnen (Lycosidae), die ihre Nahrung jagend erbeuten, und aus der Familie der Baldachinspinnen (Linyphiidae), die ihre Beute in einem Netz fangen. Hauptbeute sind Blattläuse, Springschwänze und Zweiflüglerlarven (Fliegen). Der Verzehr von Insekten durch eine einzelne Spinne ist zwar relativ gering, aber die Spinnendichte in einer Ackerkultur kann sehr hoch sein (bis zu 100 Individuen/m<sup>2</sup>).

Nur wenige Spinnenarten können ihren gesamten Entwicklungszyklus innerhalb einer einzelnen Parzelle durchlaufen. Vor allem die Ackerflächen müssen Jahr für Jahr erneut aus benachbarten Lebensräumen über den Boden- oder den Luftweg besiedelt werden. Aus diesem Grund ist es äusserst wichtig, dass in der unmittelbaren Umgebung genügend halbnatürliche Habitate von guter Qualität vorhanden sind. Die ökologischen Ausgleichsflächen können diese Rolle übernehmen.

die öAF insgesamt deutlich mehr Arten beherbergen (Tab. 2). In Nuvilly/Combremont-le-Grand war die Artenvielfalt in den öAF in allen drei Untersuchungsjahren signifikant höher als im Kulturland; in Ruswil/Buttisholz war dies in zwei von vier Jahren der Fall, im Rafzerfeld in drei von vier Jahren. Die Zahl der Individuen in den öAF und im Kulturland war ähnlich. Der Unterschied in Bezug auf spezialisierte Arten fiel dagegen in den einzelnen Fallstudiengebieten ganz verschieden aus: Während in Nuvilly/Combremont-le-Grand in allen drei Jahren deutlich mehr spezialisierte Arten in öAF als auf Vergleichsflächen gezählt wurden, fanden wir in Ruswil/Buttisholz in den öAF und im Kulturland gleich viele spezialisierte Arten. Im Rafzerfeld wurden immerhin in zwei Jahren deutlich mehr spezialisierte Arten in öAF gezählt.

Der Unterschied zwischen **öAF-Wiesen** (*Extensiv genutzte Wiesen* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) und Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden und Kunstwiesen) in Bezug auf die Artenvielfalt und die Individuenzahl war gering (in Nuvilly/Combremont-le-Grand: signifikanter Unterschied in einem Jahr; Tab. 2). Bei genauerer Betrachtung kamen in den *Extensiv genutzten Wiesen* weder mehr Arten noch mehr Individuen, mehr spezialisierte Arten oder mehr Individuen von spezialisierten Arten vor als in den Intensiven Wiesen (Abb. 2, Tab. 2). Mit Ausnahme eines Jahres im Rafzerfeld, wo der Unterschied signifikant positiv ausfiel, gilt diese Feststellung auch für die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Abb. 2, Tab. 2).

Obwohl in den **Hochstamm-Obstgärten** mehr Spinnenarten und spezialisierte Arten als in Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen und Weiden) gefangen werden konnten, war dieser Unterschied nur in Nuvilly/Combremont-le-Grand in einem von drei Jahren statistisch signifikant (Abb. 2, Tab. 2).

Im Rafzerfeld – dem einzigem Fallstudiengebiet, in dem **Buntbrachen** untersucht wurden – war der Artenreichtum in den Brachen erheblich höher als in den Ackerkulturen (Kunstwiesen, Getreide, Mais und Zuckerrüben) (in drei von vier Jahren) (Abb. 2, Tab. 2). Die Anzahl der Individuen war jedoch nicht höher, und der Artenreichtum der spezialisierten Arten war nur in einem von vier Jahren erheblich höher.

Die **Hecken** waren in Nuvilly/Combremont-le-Grand deutlich artenreicher als die Vergleichsflächen (Artenreichtum: in allen drei Jahren; spezialisierte Arten: in einem von drei Jahren), nicht aber in Ruswil/Buttisholz (Abb. 2, Tab. 2).

Was den Artenreichtum, die Zahl der Individuen und die Zahl der spezialisierten Arten insgesamt anbelangt, ist die Auswirkung der öAF bescheiden, aber mit einer positiven Tendenz (Tab. 2).

### Rafzerfeld

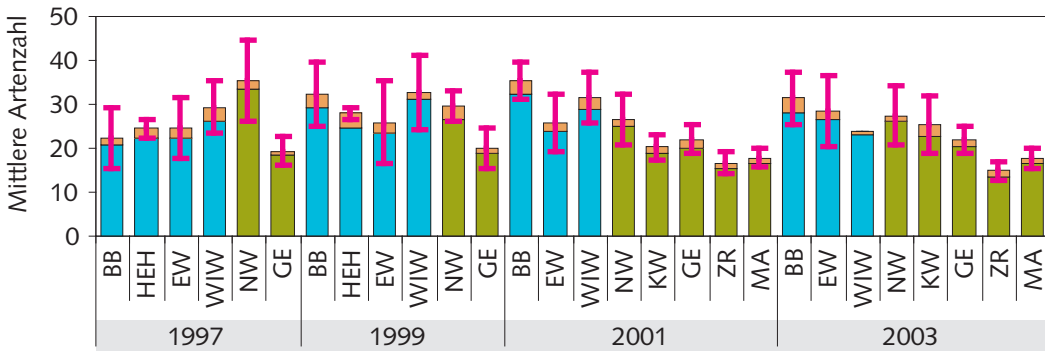
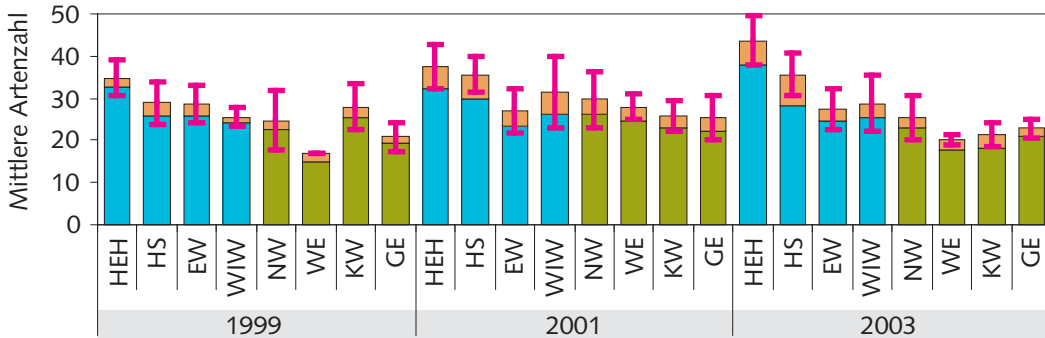
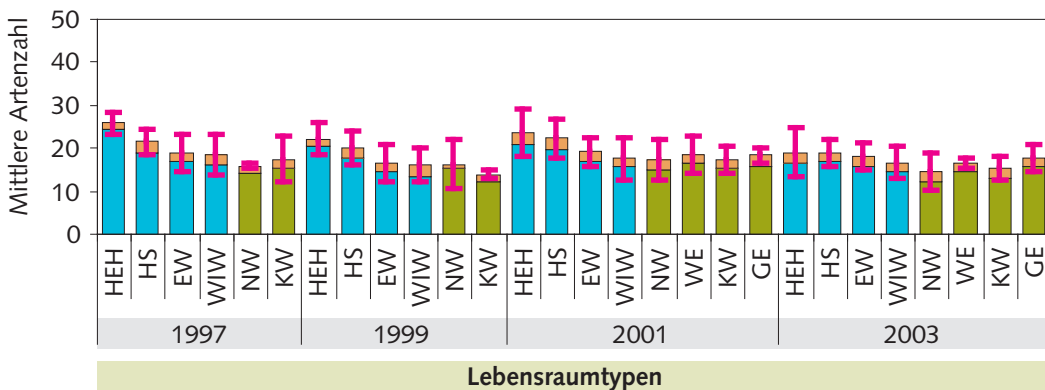


Abbildung 2: Durchschnittliche Anzahl der Spinnenarten (+/- Standardabweichung) und Anteil der spezialisierten Arten in den öAF und im Kulturland der drei Fallstudiengebiete von 1997 bis 2003.

### Nuvilly/Combremont-le-Grand



### Ruswil/Buttisholz



■ Generalisten in öAF   
 ■ Generalisten im Kulturland   
 ■ Spezialisierte Arten

HEH = Hecke                                      WIW = *Wenig intensiv genutzte Wiese*                      GE = Getreide  
 HS = Hochstamm-Obstgarten                      NW = Naturwiese                                      MA = Mais  
 BB = Buntbrache                                      WE = Weide                                              ZR = Zuckerrüben  
 EW = *Extensiv genutzte Wiese*                      KW = Kunstwiese

Im Laufe des Beobachtungszeitraums wurde eine Zunahme des Artenreichtums (Rafzerfeld), der Individuenzahl (Ruswil/Buttisholz, Rafzerfeld) und der Arten- und Individuenzahl von spezialisierten Arten (Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ruswil/Buttisholz) in den öAF beobachtet (Abb. 2, Tab. 3). Diese Zunahme der Arten- und Individuenzahlen zwischen 1997 und 2003 wurde nur in den öAF beobachtet, nicht aber im Kulturland.

Die Standortbedingungen und landschaftlichen Einflussfaktoren wirkten sich mässig auf den Artenreichtum sowie die Anzahl der Individuen und spezialisierten Arten aus. In Ruswil/Buttisholz lässt sich der Unterschied zwischen den Lebensräumen in zwei von vier Jahren im Wesentlichen durch die Hangneigung und die Entfernung zum Wald erklären, in Nuvilly/Combremont-le-Grand hatte der Bodentyp in einem von drei Jahren einen signifikanten

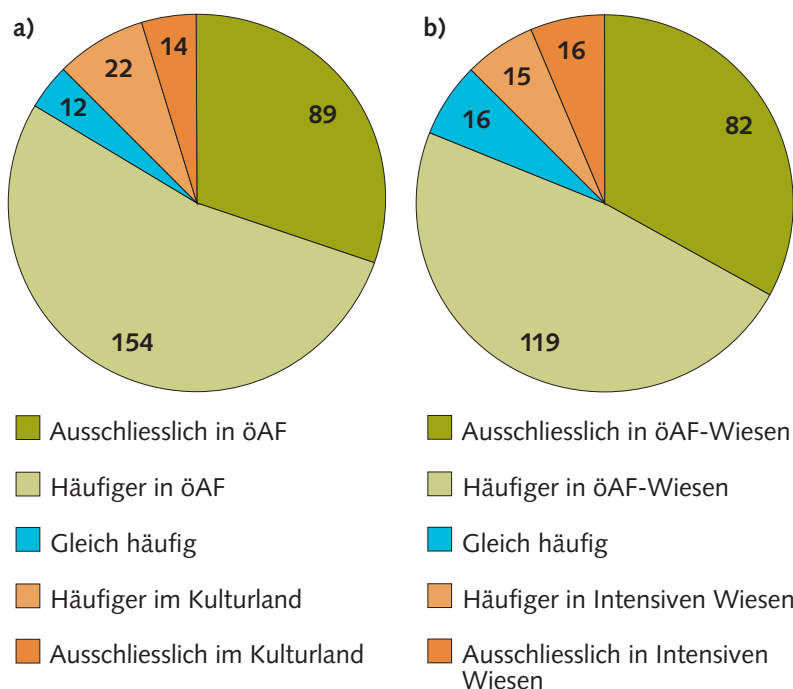
Einfluss und im Rafzerfeld waren die Entfernung zum Wald und die Exposition in einem von vier Jahren von entscheidender Bedeutung. Diese Einflüsse verwischen aber keineswegs den Unterschied zwischen den Lebensraum-Typen.

## Die Zusammensetzung der Spinnenfauna

Abbildung 3: Vergleich des Artenvorkommens (ausschliesslich, gleich häufig bzw. häufiger) zwischen (a) öAF (*Extensiv genutzte Wiesen, Wenig intensiv genutzte Wiesen, Buntbrachen, Hecken, Hochstamm-Obstgärten*) und Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben) und (b) öAF-Wiesen (*Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen*) und Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen) in den drei Fallstudiengebieten.

Die im Laufe der Untersuchung gefundenen Spinnen gehören zu den in westeuropäischen Kulturlandschaften gängigen Arten. Die häufigsten Arten sind *Pardosa palustris* (54'000 Individuen), *Pachygnatha degeeri* (27'000), *Oedothorax apicatus* (19'000), *Erigone dentipalpis* (17'000), *Oedothorax fuscus* (15'000), *Erigone atra* (14'000) und *Pardosa agrestis* (12'000). 76 % der gefangenen Individuen gehören zu diesen Arten. Mit 5'000 Individuen zählt auch *Trochosa ruricola* zu den häufigen Arten. In den drei Fallstudiengebieten wurden in 584 Aufnahmen (drei Untersuchungsjahre in Nuville/Combremont-le-Grand, vier in Ruswil/Buttisholz sowie im Rafzerfeld, rund 60 Standorte pro Fallstudiengebiet und Jahr) 291 Arten registriert, wobei die Hälfte der Arten weniger als 10-mal angetroffen wurden. 13 Arten wurden mehr als 292-mal beobachtet (50 % der möglichen Vorkommen). Die Spinnengemeinschaft setzt sich also hauptsächlich aus wenigen zahlreichen, sowie wenigen häufigen Arten zusammen und wird bezüglich der Individuenzahl von wenigen Arten dominiert. Diese Struktur ist für Arthropoden typisch.

Insgesamt wurden 104 seltene Arten beobachtet, die weniger als 5-mal vorkamen; die meisten sind als in der Schweiz kaum verbreitet eingestuft (durchschnittlicher Seltenheitsindex 4 auf einer Skala von 1–6, nach Pozzi *et al.* 1998). Zwei Arten, die als sehr selten eingestuft werden (Seltenheitsindex 6), wurden in unserer Untersuchung immerhin 50-mal angetroffen: *Collinsia inerrans*, die hauptsächlich in den *Extensiv genutzten Wiesen* und Hochstamm-Obstgärten von Nuville/Combremont-le-Grand gefangen wurde, und *Philodromus aureolus*, die hauptsächlich in den Hochstamm-Obstgärten von Nuville/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz angetroffen wurde.



Viele Arten (89) kamen ausschliesslich in öAF vor (Abb. 3a). Zu diesen Arten, die ökologisch am anspruchsvollsten sind (Index 4 bis 6 auf einer Skala von 1–6, nach Pozzi *et al.* 1998) und die mehr als 10-mal vorkamen, zählen *Synaema globosum*, *Thomisus onustus* und *Philodromus praedatus*. Sie wurden in Hochstamm-Obstgärten und in Hecken bei Nuville/Combremont-le-Grand gefangen. 154 Arten wurden öfter in öAF als im Kulturland gefangen. Im Kulturland wurden nur 22 Arten öfter gefangen; 14 Arten kamen nur dort vor (Abb. 3a).

Die Analyse der Artenzusammensetzung enthüllt Aspekte der Auswirkungen der öAF, die die Arten- und Individuenzahlen nicht gezeigt haben. Die Artenzusammensetzung reagiert empfindlicher auf die Lebensraumtypen, weil nicht nur die Anzahl Arten berücksichtigt wird, sondern auch welche Arten vorgekommen sind. Die Artenzusammensetzung in den öAF unterscheidet sich durchwegs deutlich von jener im Kulturland (ausser in Ruswil/Buttisholz 1999) (Tab. 4).

Ob sich die Artenzusammensetzung der **öAF-Wiesen** (*Extensiv genutzte Wiesen* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) und der Intensiven Wiesen unterscheidet, hängt vom

**Tabelle 2. Unterschiede in der durchschnittlichen Anzahl von Spinnenarten (S) und -individuen (N) (alle Arten, spezialisierte Arten) in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) zwischen öAF und Kulturland**

Fallstudiengebiet	Vielfalt	öAF / Kulturland	öAF-Wiesen / Intensive Wiesen	Extensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Wenig intensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Hochstamm-Obstgärten / Intensive Naturwiesen	Buntbrachen / Ackerkulturen	Hecke / Kulturland
Ra	S	o+++	nnoo	nnoo	nn+n	n	o+++	n
	N	ooo+	nnoo	nnoo	nnon		oooo	
	S-Spezialisierte Arten	oo++	nn+o	nnoo	nnon		oo+o	
	N-Spezialisierte Arten	oo+o	nnoo	nnoo	nnon		oooo	
Nu/Co	S	+++	oo+	ooo	noo	oo+	n	+++
	N	ooo	+oo	ooo	noo	ooo		o-o
	S-Spezialisierte Arten	+++	ooo	ooo	noo	oo+		oo+
	N-Spezialisierte Arten	ooo	ooo	ooo	noo	ooo		ooo
Ru/Bu	S	oo++	oooo	oooo	oooo	oooo	n	nnoo
	N	ooo-	ooo-	oooo	oooo	oooo		nn--
	S-Spezialisierte Arten	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		nnoo
	N-Spezialisierte Arten	oooo	oooo	oooo	oooo	oooo		nnoo

+ oder -: höherer oder tieferer Wert in den öAF ( $p < 0,05$ ), o: kein signifikanter Unterschied, n: nicht untersucht wegen ungenügender Anzahl Standorte. Die Symbole sind nach Untersuchungsjahren geordnet (1.-3 bzw. 1.-4. Untersuchungsjahr).

öAF = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken  
 Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben  
 öAF-Wiesen = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen  
 Intensive Wiesen = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen  
 Intensive Naturwiesen = Naturwiesen, Weiden  
 Ackerkulturen = Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben

**Tabelle 3. Entwicklung von 1997 bis 2003 der durchschnittlichen Anzahl von Spinnenarten (S) und -individuen (N) (alle Arten und spezialisierte Arten) in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) in den öAF und im Kulturland**

Vielfalt	Ra		Nu/Co		Ru/Bu	
	öAF	Kulturland	öAF	Kulturland	öAF	Kulturland
S	+	o	o	»	»	o
N	+	o	-	o	+	o
S (Spezialisierte Arten)	o	o	+	»	o	o
N (Spezialisierte Arten)	o	o	o	+	+	+

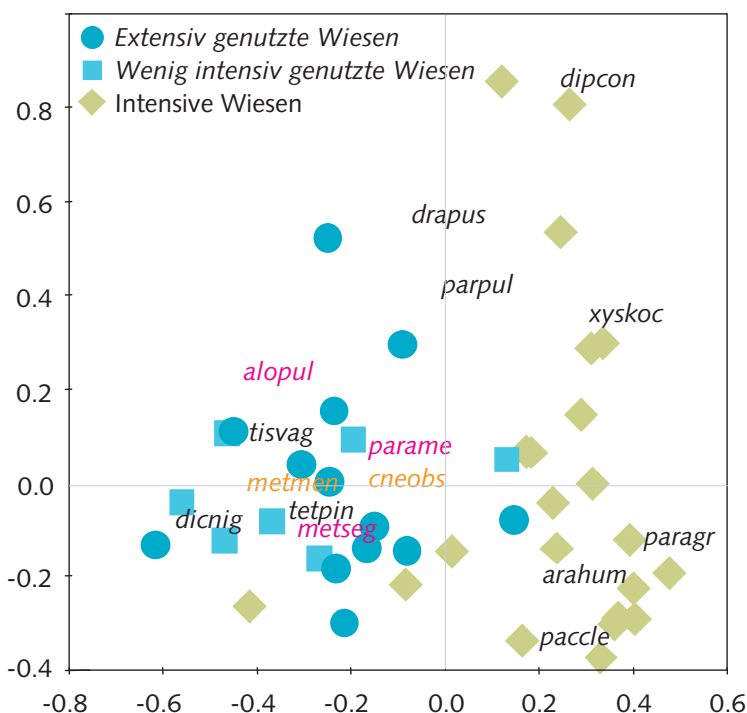
+ oder -: signifikante Zu- bzw. Abnahme zwischen 1997 und 2003 ( $p < 0,05$ ), o: keine signifikante Zu- bzw. Abnahme, »: signifikante Fluktuationen

öAF = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken  
 Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben

jeweiligen Fallstudienggebiet ab. Während der Unterschied in Nuvilly/Combremont-le-Grand (in einem von drei Jahren signifikant) und im Rafzerfeld (in keinem Jahr signifikant) nicht markant ist, wurde in Ruswil/Buttisholz in allen vier Jahren ein deutlicher Unterschied festgestellt (Tab. 4). Im Ordinationsdiagramm ist der Unterschied zwischen der Artenzusammensetzung der Intensiven Wiesen und jener der *Extensiv genutzten Wiesen* und der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* deutlich zu erkennen (Abb. 4). Mit der Art *Metellina mengei* wird die Artenzusammensetzung der öAF-Wiesen am besten charakterisiert ('metmen', Abb. 4) (charakteristische Art, über zwei Drittel der Individuen wurden in öAF-Wiesen gefangen; siehe Duelli *et al.* 1990). Sie geht einher mit einer anderen charakteristischen Art, *Cnephalocotes obscurus* ('cneobs'), sowie mit Indikator-Arten wie *Pardosa amentata* ('parame'), die eher für feuchte Lebensräume typisch ist (Hänggi *et al.* 1995), *Alopecosa pulverulenta* ('alopul') und *Metellina segmentata* ('metseg') (Indikator-Arten, die gemäss der Methode IndVal in einem gegebenen Lebensraum deutlich zahlreicher und häufiger vorkommen als in anderen Lebensräumen; siehe Dufrêne und Legendre 1997). Einzel betrachtet unterscheidet sich die Artenzusammensetzung der *Extensiv genutzten Wiesen* nicht eindeutig von jener der Intensiven Wiesen, diejenige der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* noch weniger (Tab. 4). 82 von 291 Arten (Pool der drei Fallstudienggebiete, drei bzw. vier Jahre) kamen ausschliesslich und 119 Arten öfter auf öAF-Wiesen als auf Intensiven Wiesen vor (Abb. 3b). Von diesen Arten kamen 38 auch in anderen öAF vor; 15 Arten können als selten oder sehr selten betrachtet werden. Die Intensiven Wiesen beherbergten 31 Arten, welche ausschliesslich oder häufiger dort angetroffen wurden.

Die Artenzusammensetzung der Spinnen in den **Hochstamm-Obstgärten** unterschied sich in allen untersuchten Fällen signifikant von derjenigen der Intensiven Naturwiesen (Tab. 4). Zwei Arten sind charakteristisch für diesen Lebensraum und besitzen eine Indikator-Funktion (*Theridion pinastris* und *Hypomma cornutum*, die hauptsächlich in Baumkronen leben). Andere Arten wie *Pirata latitans* (Boden und Krautschicht) und *Lathys humilis* (kommt auch am Waldrand vor) können ebenfalls als Indikatoren betrachtet werden. Von den 237 registrierten Arten in den Wiesen und den Hochstamm-Obstgärten von Ruswil/Buttisholz und Nuvilly/Combremont-le-Grand wurden acht Arten ausschliesslich in Hochstamm-Obstgärten gefunden; 88 Arten kamen dort häufiger vor als in Intensiven Naturwiesen. Diese wiederum beherbergten 61 Arten, die in den Hochstamm-Obstgärten nicht oder weniger häufig vorkamen.

Abbildung 4: Artenzusammensetzung in öAF-Wiesen (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) und Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden und Kunstwiesen) im Fallstudienggebiet Ruswil/Buttisholz (2003) (Redundanzanalyse RDA; signifikanter Unterschied  $p < 0,05$ , Monte Carlo-Permutationstest). Jeder Punkt stellt die Artenzusammensetzung eines Standortes dar. Die Entfernung zwischen den Punkten entspricht dem Unterschied zwischen den Artenzusammensetzungen. Rosa: Indikator-Arten (IndVal); orange: charakteristische Arten; schwarz: andere Arten (nur die Arten, die in der Analyse von Bedeutung sind, werden dargestellt).



Im Rafzerfeld unterschied sich die Artenzusammensetzung der **Buntbrachen** besonders deutlich von jener in den Ackerkulturen (alle Untersuchungsjahre signifikant) (Abb. 5, Tab. 4). Die Arten, die einen echten Indikator-Wert für Brachen haben, waren *Aculepeira ceropegia* ('acucer') und *Theridion impressum* ('theimp') (Abb. 5). Sie spinnen ihr Netz in der Vegetation und kommen häufig in Ackerbaugebieten vor (Hänggi *et al.* 1995). Sie kommen gemeinsam mit charakteristischen Arten wie *Argiope bruennichi* ('argbru'), *Larinioides cornutus* ('larcor') und *Evarcha arcuata* ('evaarc') vor. Von den 211 im Rafzerfeld gefangenen Arten gelten 11 als selten oder sehr selten. Diese Arten wurden ausschliesslich in Brachen gefangen. 73 Arten kamen häufiger in Brachen als auf Ackerflächen vor. Umgekehrt kamen 87 Arten häufiger in Ackerkulturen als in Buntbrachen vor, 15 davon ausschliesslich in Ackerkulturen.



**Tabelle 4. Unterschiede zwischen öAF und Kulturland bezüglich der Artenzusammensetzung der Spinnenfauna in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu)**

Fallstudien- gebiet	öAF / Kulturland	öAF- Wiesen / Intensive Wiesen	Extensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Wenig intensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Hochstamm- Obstgärten / Intensive Naturwiesen	Bunt- brachen / Ackerkul- turen	Hecken / Kulturland
Ra	DDDD	nnoo	nnDo	nnDn	n	DDDD	n
Nu/Co	DDD	oDo	DDo	noo	DDD	n	DDD
Ru/Bu	DoDD	DDDD	oooo	oooo	DDDD	n	nnDD

D: signifikanter Unterschied ( $p < 0,05$ ; Redundanzanalyse RDA, Monte Carlo-Permutationstest),

o: kein signifikanter Unterschied ( $p > 0,05$ ),

n: nicht untersucht wegen ungenügender Anzahl Standorte.

Die Symbole sind nach Untersuchungsjahren geordnet (1.-3. bzw. 1.-4. Untersuchungsjahr).

öAF = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken  
Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben

öAF-Wiesen = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen

Intensive Wiesen = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen

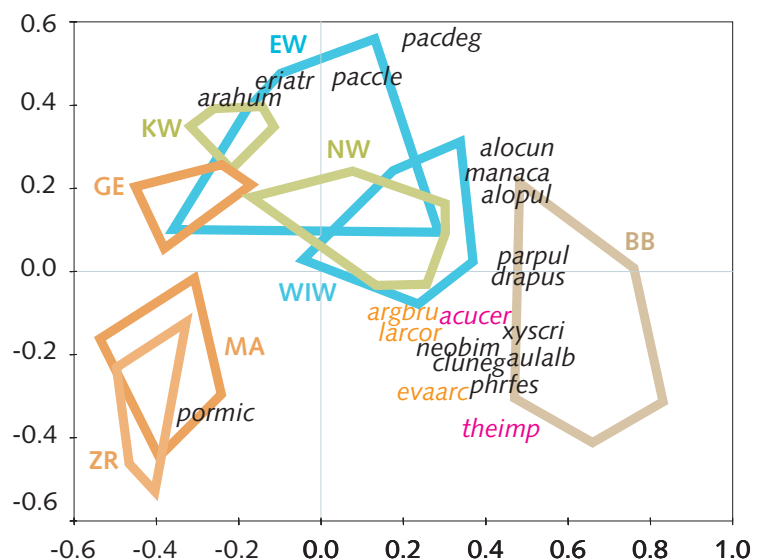
Intensive Naturwiesen = Naturwiesen, Weiden

Ackerkulturen = Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben

Die Artenzusammensetzung der Spinnenfauna in den **Hecken** unterschied sich fast immer erheblich von jener im Kulturland (in allen Untersuchungsjahren in Nuilly/Combremont-le-Grand, in zwei von vier Jahren in Ruswil/Buttisholz) (Tab. 4). Hecken kommen dem natürlichen Lebensraum der Spinnen am nächsten. Während bei den anderen öAF-Typen zwei oder sogar drei Arten als Indikatoren betrachtet werden können, gelten in Nuilly/Combremont-le-Grand 13 und in Ruswil/Buttisholz 9 Arten als spezifisch für Hecken. *Diplocephalus latifrons* und *Diplostyla concolor* sind zwei Beispiele dafür. Diese epigäische Spinnen kamen signifikant häufiger in den Hecken von Nuilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz vor als in anderen Lebensräumen. Das gleiche gilt für die in den Strauch- und Baumschichten lebende *Araniella opisthographa*.

Auf der Grundlage der Seltenheit und Lebensraumspezifität der Arten, basierend auf deren Vorkommen in der Schweiz, wurde ein Vergleichswert der Lebensräume berechnet (Pozzi *et al.* 1998). Dieser Wert ermöglicht es, die Lebensraum-Typen miteinander zu vergleichen und deren Entwicklung über die Jahre zu verfolgen (Abb. 6). Daraus ergeben sich interessante Resultate:

- Im Allgemeinen schnitten öAF in allen drei Fallstudiengebieten besser ab als das Kulturland.



**Abbildung 5:** Artenzusammensetzung der Spinnen in Buntbrachen, öAF-Wiesen (Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen) und in Ackerkulturen (Kunstwiesen, Getreide, Mais und Zuckerrüben) im Rafzerfeld (2001) (Redundanzanalyse RDA; signifikanter Unterschied  $p < 0,05$ , Monte Carlo-Permutationstest). Rosa: Indikator-Arten (IndVal); orange: charakteristische Arten; schwarz: andere Arten (nur die Arten, die für die Analyse von Bedeutung sind, werden dargestellt). Die Standorte gleicher Lebensraum-Typen wurden innerhalb einer Begrenzungslinie (Polyeder) zusammengefasst, dessen Ausdehnung die Variabilität der Artenzusammensetzung zwischen den Standorten zeigt. Die Entfernung zwischen den verschiedenen Polyedern zeigt die Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung zwischen den einzelnen Lebensräumen.

BB = Buntbrache, EW = Extensiv genutzte Wiese, WIW = Wenig intensiv genutzte Wiese, NW = Naturwiese, KW = Kunstwiese, GE = Getreide, MA = Mais, ZR = Zuckerrüben.

- Die optimalsten Standorte bezüglich Seltenheit und Spezifität waren in allen drei Fallstudiengebieten die Hecken (HEH); durchschnittlich erreichten sie das Niveau VAL, was «wertvoller Lebensraum» bedeutet, einzelne Hecken erreichten sogar THVL («sehr hochwertiger Lebensraum»).
- Die Hochstamm-Obstgärten (HS) sind für Spinnen sehr wichtig. Dies beobachteten wir vor allem in Nuvilly/Combremont-le-Grand.
- Im Rafzerfeld waren die Buntbrachen (BB) die besten Lebensräume für Spinnen.
- Die *Extensiv genutzten Wiesen* (EW) und die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (WIW) schnitten nur geringfügig besser ab als die Naturwiesen (NW) und Kunstwiesen (KW) aller drei Fallstudiengebiete; im Rafzerfeld sind bestimmte Standorte der *Extensiv genutzten Wiesen* als wertvolle Lebensräume einzustufen.
- Zwischen den Jahren 1997 und 2003 konnte in allen drei Fallstudiengebieten bei den öAF ein positiver Trend beobachtet werden. Der Trend war besonders ausgeprägt in den öAF von Nuvilly/Combremont-le-Grand (EW, WIW, HS und HEH). Dem stand eine Stagnation beim Kulturland gegenüber. Dieselben Trends wurden in Ruswil/Buttisholz beobachtet, im Rafzerfeld waren sie am undeutlichsten .
- Die Ackerkulturen (GE, MA, ZR und KW) wiesen in allen drei Fallstudiengebieten die niedrigsten Werte auf.

Der Einfluss von Standortbedingungen und landschaftlichen Faktoren wird in Tabelle 5 zusammengefasst. Wie beim Artenreichtum, der Anzahl Individuen und spezialisierter Arten war der Einfluss dieser Faktoren auf die Artenzusammensetzung im Vergleich zum Einfluss des Lebensraum-Typs gering. Das heisst, dass sich die gefundenen Unterschiede kaum auf Bodentyp, Exposition, Hangneigung, Entfernung zum Wald und Anteil Ackerbau an der landwirtschaftlichen Nutzfläche zurückführen lassen, sondern effektiv mit der Bewirtschaftung der Flächen als öAF zusammenhängen.

**Tabelle 5. Zusammenfassung des Einflusses abiotischer Faktoren auf die Artenzusammensetzung der Spinnenfauna**

Fallstudiengebiet	Abiotische Einflussfaktoren
Ra	Bodentyp(3/4), Exposition (0/4), Hangneigung (0/4), Entfernung zum Wald (2/4), Anteil Ackerbau (2/4)
Nu/Co	Bodentyp(0/3), Exposition (0/3), Hangneigung (3/3), Entfernung zum Wald (1/3), Anteil Ackerbau (3/3)
Ru/Bu	Bodentyp(4/4), Exposition (2/4), Hangneigung (1/4), Entfernung zum Wald (1/4), Anteil Ackerbau (1/4)

In Klammern: Anzahl der Jahre, in denen der Faktor einen signifikanten Einfluss ausübt / Anzahl der Fangjahre.

## Schlussfolgerung

Die Untersuchung der Artenzahl, der Anzahl Individuen und der spezialisierten Arten zeigte einen moderaten Einfluss der öAF auf die Spinnen-Fauna. Anzahl Arten und Individuen waren in den öAF nur wenig höher als im Kulturland; dies traf auch auf die spezialisierten Arten zu. Allerdings war in Nuvilly/Combremont-le-Grand und im Rafzerfeld ein stärkerer Effekt zu beobachten als in Ruswil/Buttisholz. Die öAF-Typen mit den wertgebendsten Spinnen waren die Buntbrachen und Hecken. Die *Extensiv genutzten Wiesen* und die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* sowie die Hochstamm-Obstgärten wiesen meistens keine höhere Artenzahl auf als das Kulturland.

Ein deutlicherer Effekt war bezüglich der Artenzusammensetzung zu sehen, indem sich die Zusammensetzung der Spinnenarten von öAF und Vergleichsflächen in der Regel signifikant von der Zusammensetzung auf Kulturland unterschieden. ÖAF tragen so substantiell zur regionalen Diversität bei.

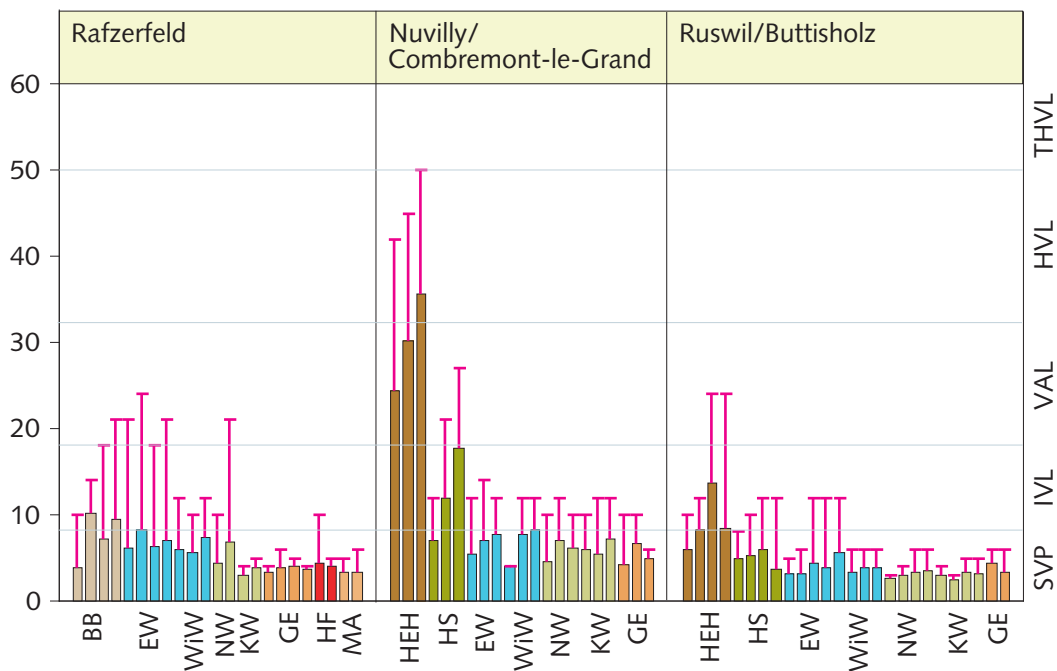


Abbildung 6: Mittelwerte und beste Standorte der einzelnen Lebensraum-Typen pro Jahr (1997 bis 2003), berechnet auf Grundlage von Seltenheit und Lebensraum-spezifität der Spinnen (Pozzi *et al.* 1998). BB = Buntbrache, HS = Hochstamm-Obstgarten, HEH = Hecke, EW = Extensiv genutzte Wiese, WIW = Wenig intensiv genutzte Wiese, NW = Naturwiese, KW = Kunstwiese, GE = Getreide, MA = Mais, ZR = Zuckerrüben. SVP: Lebensraum ohne besonderen Wert aus Sicht des Naturschutzes; IVL: interessanter Lebensraum mit begrenztem Wert; VAL: wertvoller Lebensraum; HVL: hochwertiger Lebensraum; THVL: sehr hochwertiger Lebensraum.

Die öAF, die sich in Bezug auf die Artenzusammensetzung im Kulturland am meisten unterscheiden, waren die Hecken in Ruswil/Buttisholz und Nuville/Combremont-le-Grand, die Buntbrachen im Rafzerfeld und die Hochstamm-Obstgärten in Nuville/Combremont-le-Grand. Diese Lebensräume bieten in erster Linie eine für Spinnen interessante vertikale Struktur, was die Ergebnisse früherer Untersuchungen bestätigt (Duffey 1966). Die Artenzusammensetzung in Extensiv genutzten Wiesen und Wenig intensiv genutzten Wiesen unterschied sich signifikant von derjenigen der Intensiven Wiesen – insbesondere in Ruswil/Buttisholz.

Die Untersuchung der charakteristischen, exklusiven Arten sowie der Arten mit Indikatorfunktion zeigt, dass die öAF Arten beherbergen, die von diesen Lebensräumen abhängig sind und die in einer rein intensiv bewirtschafteten Kulturlandschaft keinen Platz mehr hätten oder zumindest nur schwer eine Nische finden würden. Diese Arten sind im Allgemeinen nicht sehr häufig und zeichnen sich durch hohe ökologische Ansprüche aus. Die Bewertung der öAF, die auf den ökologischen Bedürfnissen und der Seltenheit der Spinnen basiert, bestätigt die Bedeutung der Hecken und der Hochstamm-Obstgärten sowie der Buntbrachen für die Aufrechterhaltung der Artenvielfalt in der landwirtschaftlichen Landschaft.

Im Vergleich zum Lebensraum-Typ haben die Standortbedingungen und die landschaftlichen Faktoren nur einen mässigen Einfluss auf die Spinnen-Fauna (siehe auch Jeanneret *et al.* 2003a). Dieses Ergebnis stimmt mit demjenigen von anderen Studien überein, die zeigen, dass die Spinnengemeinschaften grossenteils durch die Struktur des Lebensraumes bestimmt sind (z.B. Robinson 1981). Dennoch darf der Einfluss dieser Faktoren nicht unterschätzt werden. Einerseits sind die Standortbedingungen (Bodentyp, Exposition, Hangneigung) in Verbindung mit der Bewirtschaftungsweise ausschlaggebend für das Mikroklima, auf welches Spinnen sehr empfindlich reagieren. Andererseits bestimmen die landschaftlichen Faktoren (Entfernung zum Wald und Ackerbau-Anteil) die Erreichbarkeit geeigneter Lebensräume für Spinnen durch Barrieren und Korridore mit (Jeanneret *et al.* 2003b).

### Danksagungen

Identifizierung: G. Blandenier, X. Heer und J. Steiger; Feldarbeit: D. Berner, F. Bosshart, S. Breitenmoser, S. Buholzer, J. Dudler, T. Gerdil, M. Hunziker, B. Leroy-Beaulieu, B. Peter, C. Rösli, S. Seidel, N. Suárez, M. Waldburger und K. Zobrist.

## Literatur

- Duelli P., Studer M., Marchand I. und Jakob S., 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54, 193-207.
- Duffey E., 1966. Spider ecology and habitat structure. *Senck. Biol.* 47, 45-49.
- Dufrêne M. und Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.
- Hänggi A., Stöckli E. und Nentwig W., 1995. Habitats of central european spiders. *Centre suisse de cartographie de la faune, Neuchâtel*, 459 S.
- Jeanneret P., Schüpbach B. und Luka H., 2003a. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. In: Buchs W. (Hrsg.), *Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 311-320.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L. und Walter T., 2003b. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 253-263.
- Maurer R. und Hänggi A., 1990. *Katalog der schweizerischen Spinnen. Documenta faunistica Helvetiae* 12.
- Pozzi S., Gonseth Y. und Hänggi A., 1998. Evaluation de l'entretien des prairies sèches du Schweizer West-Mittelland par le biais de leur peuplement arachnologique (Arachnida, Araneae). *Revue suisse Zoologique* 105(3), 465-485.
- Robinson J.-V., 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. *Ecology* 62, 73-80.





### 6.3 Laufkäfer

Henryk Luka und Lukas Pfiffner

Ökologische Ausgleichsflächen (öAF) haben zum Teil in quantitativer und qualitativer Hinsicht zur Förderung der Laufkäferfauna in den drei Fallstudiengebieten beigetragen. Dies gilt vor allem für die Buntbrachen und Hecken, aber auch für die *Extensiv genutzten Wiesen* und in geringerem Umfang für die *Wenig intensiv genutzten Wiesen*, nicht aber für die Hochstamm-Obstgärten. Die Artenvielfalt und Häufigkeit von spezialisierten Arten wurden in allen Fallstudiengebieten durch die ökologischen Ausgleichsflächen positiv beeinflusst. Eine substantielle Förderung von Arten der *Roten Liste* wurde dagegen nicht festgestellt. Diese kamen aber in ökologischen Ausgleichsflächen häufiger oder teilweise sogar ausschliesslich dort vor. Die Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen auf die Laufkäfer wurde wesentlich von gewissen Flächen- und Standorteigenschaften (Alter, Vorgeschichte und botanische Zusammensetzung) und Landschaftsparametern (z.B. die Distanz zum Wald) beeinflusst.

Laufkäfer sind in der Schweizer Kulturlandschaft mit 536 Arten vielfältig vertreten (Marggi 1992, Marggi und Luka 2001). Einzelne Arten spielen in der Schädlingskontrolle von verschiedenen Kulturen eine wichtige Rolle (Sunderland 2002). Da die Laufkäfer empfindlich auf Veränderungen in der Landschaft reagieren und eine differenzierte Lebensraumbindung besitzen, eignen sie sich als Bioindikatoren zur Beurteilung von Umweltzuständen (vgl. Luka 1996). 44 % der Arten gelten in der Schweiz als gefährdet und stehen auf der *Roten Liste* (Marggi 1994).

#### Arten- und Individuenreichtum

In den drei Fallstudiengebieten wurden fast 250'000 Laufkäfer, die zu 140 Arten gehören (26 % der in der Schweiz vorkommenden Laufkäfer), mit Bodenfallen an 47 bis 52 Strandorten pro Jahr erfasst (Details siehe Kap. 6.1). Je nach Fallstudiengebiet wurden 30

Abbildung 1:  
Körniger Laufkäfer  
(*Carabus granulatus*),  
ein Grosslaufkäfer der  
täglich das Zweifache  
seines Körper-  
gewichtes an Schäd-  
lingen vertilgen kann  
(Foto: D. Zwygart).

Henryk Luka und  
Lukas Pfiffner,  
Forschungsinstitut  
für biologischen  
Landbau (FiBL),  
Ackerstrasse,  
CH-5070 Frick



bis 38 spezialisierte Arten gefunden. Spezialisierte Arten sind anspruchsvolle Arten, die eine enge Biotopbindung (Stenotopie) aufweisen und hinsichtlich der ökologischen Ansprüche spezialisiert sind – dies im Gegensatz zu eurytopen Arten (Ubiquisten), die in verschiedenen Lebensräumen auftreten können (Marggi 1992, Luka 2004). Unter den spezialisierten Arten waren jeweils 4 bis 10 Arten der *Roten Liste* pro Fallstudiengebiet; insgesamt wurden 11 Arten gefunden. Die durchschnittlichen Individuen- und Artenzahlen der Laufkäfer waren in Nuvilly/Combremont-le-Grand und im Rafzerfeld ähnlich, in Ruswil/Buttisholz aber generell tiefer (Tab. 1). Spezialisierte Arten und Arten der *Roten Liste* kamen im Rafzerfeld am zahlreichsten vor. In Ruswil/Buttisholz waren es am wenigsten. Aufgrund der Arten-Individuen-Kurven (unpubl. Daten, Duelli *et al.* 1999) und der regionalen Potenzialabschätzung (Öko-Fauna-Datenbank des CSCF/FAL; Walter und Schneider 2003) lag die nachgewiesene Artenvielfalt in Nuvilly/Combremont-le-Grand und im Rafzerfeld im Vergleich zu anderen Standorten im schweizerischen Mittelland im Durchschnitt, in Ruswil/Buttisholz war sie dagegen eher unterdurchschnittlich. Die Ackerkulturen (Kunstpflanzen, Getreide, Mais, Zuckerrüben) und Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstpflanzen) zeigten dagegen in allen drei Fallstudiengebieten tendenziell unterdurchschnittliche Artenzahlen.

## Mittlere Arten- und Individuenzahlen

### Vergleich ökologischer Ausgleichsflächen mit Kulturland

Der Vergleich zwischen den ökologischen Ausgleichsflächen (öAF; *Extensiv genutzte Wiesen*, *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken) und dem Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstpflanzen, Getreide, Mais, Zuckerrüben) in allen drei Fallstudiengebieten zeigt (auf der Basis von univariaten Analysen), dass die mittlere Artenzahl der Laufkäfer in den öAF in Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz in einem Jahr und im Rafzerfeld in allen vier Untersuchungsjahren höher war (Tab. 2).

Die Artenvielfalt und Individuenzahl von spezialisierten Arten wurden in allen Fallstudiengebieten in den meisten Jahren durch die öAF gefördert. In Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz war die Dichte der Laufkäfer in vier von sieben Vergleichsfällen im Kulturland höher. Dies ist vor allem auf zwei blattlausfressende Arten (*Poecilus cupreus* und *Anchomenus dorsalis*) zurückzuführen, die durch eine optimale Anpassung an den Lebensraum Acker dort zahlreich vorkamen. Im Rafzerfeld gab es für die Individuenzahl keine gesicherten Unterschiede.

### Ökologische Ausgleichsflächen in den Fallstudiengebieten

**Rafzerfeld:** In Buntbrachen (BB) und *Extensiv genutzten Wiesen* (EW) waren die mittlere Artenzahl und die Vielfalt der spezialisierten Arten stets höher als in den Ackerkulturen (Kunstpflanzen, Getreide, Mais, Zuckerrüben) und in den Intensiven Wiesen (BB: in allen 4 Jahren; EW: in beiden Jahren). Die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* unterschieden sich in der Vielfalt und Dichte der spezialisierten Arten von den Intensiven Wiesen (nur ein Untersuchungsjahr). In Buntbrachen, Getreide und teils in *Wenig intensiv genutzten Wiesen* waren die Laufkäfer am zahlreichsten (Abb. 2, Tab. 2).

**Nuvilly/Combremont-le-Grand:** In Hecken, *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* waren die mittlere Artenvielfalt und die Vielfalt der spezialisierten Arten teils höher als in den entsprechenden intensiven Flächen (vgl. Vergleichsreferenzen in Tab. 2). Insbesondere die Hecken hoben sich durch eine hohe Vielfalt der spezialisierten Arten hervor. Die Hochstamm-Obstgärten unterschieden sich generell nicht wesentlich von Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen und Weiden). Durch das extrem zahlreiche Vorkommen zweier Arten (*P. cupreus* und *A. dorsalis*) waren die Individuenzahlen in Getreidefeldern am höchsten (Abb. 2, Tab. 2).

**Tabelle 1. Gesamtfang und Mittelwert der Anzahl der Laufkäferarten (S) und -individuen (N) (spezialisierte Arten und Rote Liste-Arten) in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra; vier Untersuchungsjahre), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co; drei Untersuchungsjahre) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu; vier Untersuchungsjahre)**

Vielfalt		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	116	106	89
	Mittelwert	25	24	18
N	Total	110'522	93'635	44'914
	Mittelwert	521	517	185
S-Spezialisierte Arten	Total	38	32	30
	Mittelwert	3	3	3
N-Spezialisierte Arten	Total	7'466	4'857	2'326
	Mittelwert	35	27	10
S-Rote Liste	Total	8	10	4
	Mittelwert	1	1	0
N-Rote Liste	Total	1'060	649	193
	Mittelwert	5	4	1

öAF =  
*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken  
 Kulturland =  
 Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben;  
 öAF-Wiesen =  
*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*;  
 Intensive Wiesen =  
 Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen;  
 Intensive Naturwiesen =  
 Naturwiesen, Weiden;  
 Ackerkulturen =  
 Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben.

**Tabelle 2. Unterschiede in der durchschnittlichen Anzahl von Laufkäferarten (S) und -individuen (N) (alle Arten, spezialisierte Arten) in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) zwischen öAF und Kulturland**

Fallstudiengebiet	Vielfalt	öAF / Kulturland	öAF-Wiesen / Intensive Wiesen	<i>Extensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen</i>	<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen</i>	Hochstamm-Obstgärten / Intensive Naturwiesen	Buntbrachen / Ackerkulturen	Hecke / Kulturland
Ra	S	++++	nn++	nn++	nnon	n	++++	n
	N	oooo	nnoo	nnoo	nnon		+ooo	
	S-Spezialisierte Arten	++++	nn++	nn++	nn+n		++++	
	N-Spezialisierte Arten	++++	nnoo	nnoo	nn+n		oooo	
Nu/Co	S	oo+	oo+	o++	no+	ooo	n	+oo
	N	--o	oo+	ooo	noo	ooo		-oo
	S-Spezialisierte Arten	+++	oo+	oo+	no+	ooo		+++
	N-Spezialisierte Arten	+o+	ooo	ooo	noo	ooo		+oo
Ru/Bu	S	ooo+	++++	o+o+	o+oo	oooo	n	nnoo
	N	oo--	oooo	ooo-	ooo-	ooo-		nno -
	S-Spezialisierte Arten	oo++	oo++	oo+o	oo+o	oooo		nn++
	N-Spezialisierte Arten	o+++	o++o	oooo	oooo	oooo		nn++

+ oder -: höherer oder tieferer Wert in den öAF (p<0,05)

o: kein signifikanter Unterschied

n: nicht untersucht wegen ungenügender Anzahl Standorte

Die Symbole sind nach Untersuchungsjahren geordnet (1.-3. bzw. 1.-4. Untersuchungsjahr)

**Ruswil/Buttisholz:** In *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* waren die mittlere Artenvielfalt und die Vielfalt der spezialisierten Arten in einem bzw. zwei Jahren höher als in den Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen) (Tab. 2). In den Hecken wurde stets eine höhere Vielfalt und Abundanz an spezialisierten Arten als im Kulturland festgestellt. In Hochstamm-Obstgärten waren Artenvielfalt (alle Arten und spezialisierte Arten) sowie die Abundanz nie höher als in Intensiven Naturwiesen. Im Vergleich der öAF-Wiesen (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) mit Intensiven Wiesen gab es in den Abundanzen keine Unterschiede. Eine Ausnahme bildeten die Kunstwiesen (2003), die aufgrund des vermehrten Auftretens von Ackerarten höhere Werte besaßen (Vorfrucht-effekt).

### **Zusammenfassende Übersicht über alle Fallstudiengebiete (univariate Analysen mit $p < 0,05$ )**

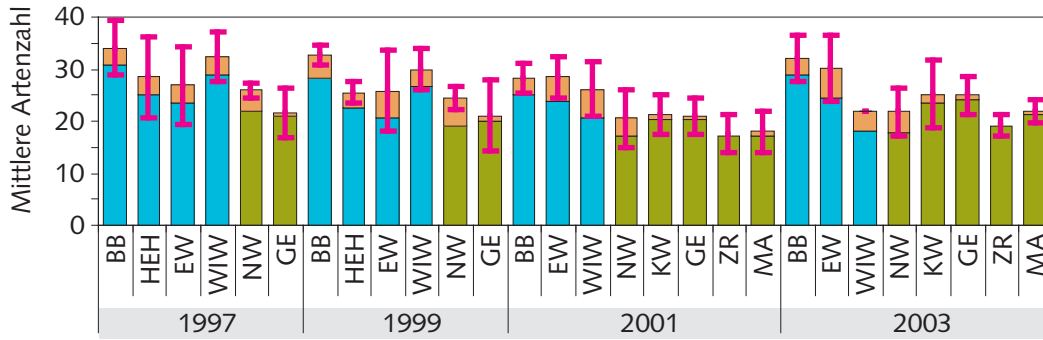
Die Artenvielfalt war in öAF-Wiesen verglichen mit derjenigen in Intensiven Wiesen in Ruswil/Buttisholz und im Rafzerfeld stets, in Nuvilly/Combremont-le-Grand aber nur in einem von drei Jahren höher. Die Vielfalt der spezialisierten Arten war in 5 von 9 Vergleichsfällen höher in den öAF-Wiesen, die Individuenzahl in 2 von 9 Fällen (Tab. 2). In den übrigen Fällen gab es keine Unterschiede.

- Die ***Extensiv genutzten Wiesen*** zeigten in 6 von 9 Vergleichsfällen eine höhere mittlere Artenzahl und in 4 Fällen eine höhere Vielfalt an spezialisierten Arten, sonst gab es keine Unterschiede. Die Abundanzen aller Arten und der spezialisierten Arten unterschieden sich nicht von den Intensiven Wiesen.
- Die ***Wenig intensiv genutzten Wiesen*** verzeichneten in 2 von 7 Vergleichsfällen eine höhere mittlere Artenvielfalt und in 3 Fällen eine höhere Vielfalt an spezialisierten Arten. In den Individuenzahlen (nur spezialisierten Arten) unterschieden sie sich selten von den Intensiven Wiesen.
- Die **Hochstamm-Obstgärten** unterschieden sich weder in der Artenvielfalt noch in den Individuenzahlen wesentlich von den Intensiven Naturwiesen.
- In **Buntbrachen**, die nur im Rafzerfeld untersucht wurden, war die mittlere Artenvielfalt und die Vielfalt an spezialisierten Arten stets höher als in den Ackerkulturen, die Individuenzahlen aber nur in einem von 8 Vergleichsfällen.
- In **Hecken** waren die mittlere Artenvielfalt in einem von 5 Vergleichsfällen und die Vielfalt der spezialisierten Arten in allen fünf Fällen höher als im Kulturland. Die mittleren Individuenzahlen waren teils geringer, die der spezialisierten Arten hingegen in 3 von 5 Fällen höher als im Kulturland.

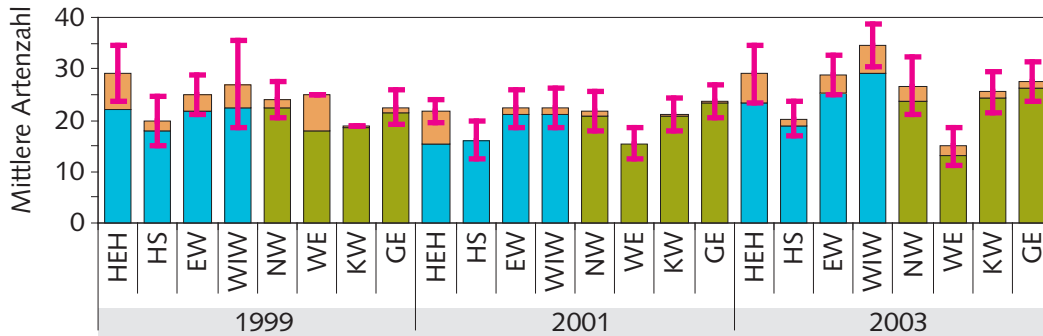
Der Einfluss des Biotoptyps war in allen Fallstudiengebieten ausgeprägt. Dennoch hatten folgende Umweltfaktoren die mittlere Artenvielfalt und Individuenzahl signifikant beeinflusst: (1) Die zunehmende Distanz zum Wald wirkte sich in allen Fallstudiengebieten negativ auf die Artenvielfalt und die Dichte (Ausnahme Rafzerfeld) aus. (2) Im Rafzerfeld beeinflusste ein zunehmender Anteil an Ackerkulturen (im Radius von 200 m) die Individuenzahl positiv (vgl. Bemerkung zur Dominanz zweier Arten weiter oben). (3) Der Bodentyp im Rafzerfeld und in Nuvilly/Combremont-le-Grand war ein wesentlicher Einflussfaktor.

Aufgrund univariater Analysen konnten keine eindeutigen Trends in der zeitlichen Entwicklung der Artenvielfalt gefunden werden – weder im Kulturland noch in öAF und dies über den Zeitraum von 1997 bis 2003. An einzelnen Standorten wurde dennoch eine Zunahme der Artenvielfalt festgestellt, die mit dem Niveau des Ausgangszustandes zusammenhing. So wurde beispielsweise im Rafzerfeld in jungen, *Extensiv genutzten Wiesen* mit niedriger Artenvielfalt im Jahr 1997 eine eindeutige Steigerung der Artenzahlen nach sechs Jahren nachgewiesen.

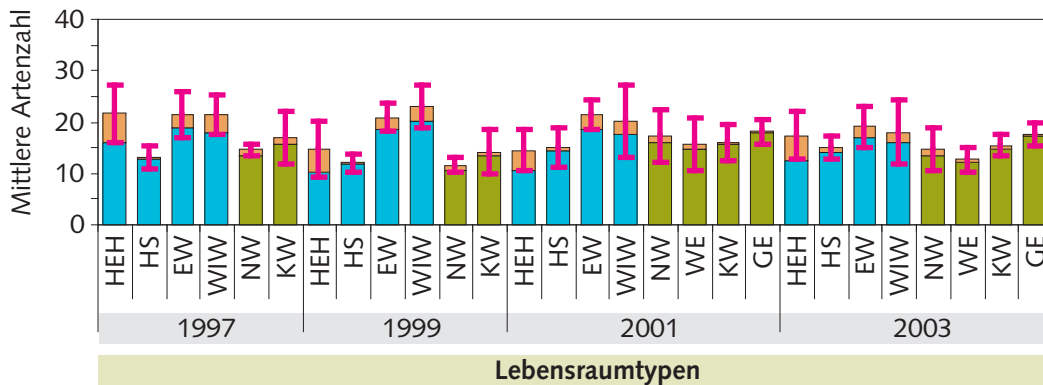
### Rafzerfeld



### Nuvilly/Combremont-le-Grand



### Ruswil/Buttisholz



■ Generalisten in öAF   
 ■ Generalisten im Kulturland   
 ■ Spezialisierte Arten

**Abbildung 2:**  
 Durchschnittliche Zahl der Laufkäferarten (+/- Standardabweichung) und Anteil der spezialisierten Arten in den öAF und im Kulturland der drei Fallstudiengebiete von 1997 bis 2003.  
 BB = Buntbrache, HEH = Hecke, HS = Hochstamm-Obstgarten, EW = Extensiv genutzte Wiese, WIW = Wenig intensiv genutzte Wiese, NW = Naturwiese, WE = Weide, KW = Kunstwiese, GE = Getreide, ZR = Zuckerrüben, MA = Mais.

## Einfluss der Lebensraumtypen und Umweltfaktoren auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften

Die Laufkäfergemeinschaften und die Zusammensetzung der Arten werden durch vielfältige lokale abiotische (Boden, Klima und Höhe) und biotische Standortfaktoren und regionale Landschaftsfaktoren beeinflusst (Petit und Burel 1998). Unterschiedliche Kultur- und Bewirtschaftungsmassnahmen wirken zusätzlich direkt auf die Tiere oder indirekt auf wichtige biotische Faktoren wie Nahrungsquellen, botanische und mikroklimatische Verhältnisse (Pfiffner 1996). Neben dem Anteil an öAF beeinflusst die Anbauintensität entscheidend das Artenvorkommen in einer Region (Pfiffner und Niggli 1996). Extensiv bewirtschaftete Ackerflächen (Bio) kombiniert mit öAF haben ein höheres Potenzial, die Laufkäfervielfalt quantitativ und qualitativ zu fördern als entsprechend geführte IP-Anbausysteme (Pfiffner und Luka 2003).

Jedes Fallstudienggebiet hat deshalb eine spezifische Ausprägung der Tiergemeinschaften in Abhängigkeit von Umweltfaktoren und der Art der Landnutzung. Dies hat auch der

Vergleich der drei Fallstudiengebiete eindeutig gezeigt: Die Laufkäfergemeinschaften unterschieden sich im Vergleich öAF mit Kulturland in 9 von 11 Fällen, im Vergleich öAF-Wiesen mit Intensiven Wiesen in 8 von 9 Fällen (Multivariate Analysen; Tab. 3). Ökologische Ausgleichsflächen leisteten somit einen wesentlichen Beitrag zur  $\beta$ -Diversität. Je nach Fallstudiengebiet hatten Hecken, Ackerkulturen, verschiedene Wiesentypen, Hochstamm-Obstgärten und Buntbrachen die Laufkäfergemeinschaften signifikant beeinflusst. Effekte einzelner Lebensraumtypen (mehrheitlich öAF) waren stark ausgeprägt. Diese Effekte wurden aber auch durch Umweltfaktoren wie Distanz zum Wald, Neigung der Flächen (> 35%), Anteil Ackerkulturen (im Radius von 200m) und Pflanzenartenvielfalt (alle Fallstudiengebiete), Süd-Exposition und Boden (nur Rafzerfeld) signifikant mitbeeinflusst. Die Gemeinschaften in den Buntbrachen und Hecken unterschieden sich stets vom Kulturland, die der *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* in mindestens der Hälfte der Vergleichsfälle (Tab. 3).

**Tabelle 3. Unterschiede zwischen öAF und Kulturland bezüglich der Artenzusammensetzung der Laufkäferfauna in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu)**

Fallstudien- gebiet	öAF / Kulturland	öAF- Wiesen / Intensive Wiesen	<i>Extensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen</i>	<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen</i>	Hochstamm- Obstgärten / Intensive Naturwiesen	Buntbra- chen / Ackerkultu- ren	Hecken / Kulturland
Ra	DDDD	nnDD	nnDD	nnDn	n	DDDD	n
Nu/Co	DDD	DDD	oDD	nDD	oDD	n	DDD
Ru/Bu	ooDD	DoDD	ooDo	ooDo	ooDo	n	nnDD

D: signifikanter Unterschied ( $p < 0,05$ ; Redundanzanalyse RDA, Monte Carlo-Permutationstest),

o: kein signifikanter Unterschied ( $p > 0,05$ ),

n: nicht untersucht wegen ungenügender Anzahl Standorte.

Die Symbole sind nach Untersuchungsjahren geordnet (1.-3. bzw. 1.-4. Untersuchungsjahr).

öAF = *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken

Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben

öAF-Wiesen = *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*

Intensive Wiesen = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen

Intensive Naturwiesen = Naturwiesen, Weiden

Ackerkulturen = Kunstwiesen, Getreide, Mais, Zuckerrüben

Es ergaben sich drei bis fünf Gruppen von Lebensraumtypen mit relativ ähnlichen Gemeinschaften: Im Rafzerfeld (2001 und 2003) unterschieden sich beispielsweise die Gemeinschaften der Ackerkulturen (Getreide, Mais, Zuckerrüben) von denjenigen des Dauergrünlands (öAF-Wiesen, Naturwiesen und Weiden) und den Buntbrachen deutlich (Abb. 3a). Kunstwiesen als mögliches Übergangsstadium von Ackerkulturen zum Dauergrünland platzierten sich im mittleren Bereich. Buntbrachen, die im Unterschied zu den Kunstwiesen und anderen Ackerkulturen mehr Grünlandarten und im Vergleich zum Dauergrünland noch zusätzlich Acker- und Ruderalarten (spezialisierte Arten) aufwiesen, hoben sich von den restlichen Biotoptypen klar ab. Abbildung 3b zeigt in höherer Auflösung vier Biotopgruppen in Nuvilly/Combremont-le-Grand (2001): (1) Hecken, (2) Ackerkulturen (Getreide und Kunstwiesen), (3) Hochstamm-Obstgärten und Weiden und (4) Wiesen (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen* und Naturwiesen). Die Hecken waren durch Waldarten, die Ackerkulturen durch eurytope Arten sowie durch Ackerarten und die öAF-Wiesen durch typische Grünlandarten charakterisiert. Die relativ grossen Einrahmungen der Natur- wie öAF-Wiesen zeigen die hohe Variabilität der jeweiligen Biotoptypen auf, was auch auf die unterschiedliche botanische Zusammensetzung zurückzuführen ist. Je kleiner die Einrahmungen (z.B. Kunstwiese) und je grösser die Überlappungen, desto mehr nehmen die Ähnlichkeiten der



## Rafzerfeld

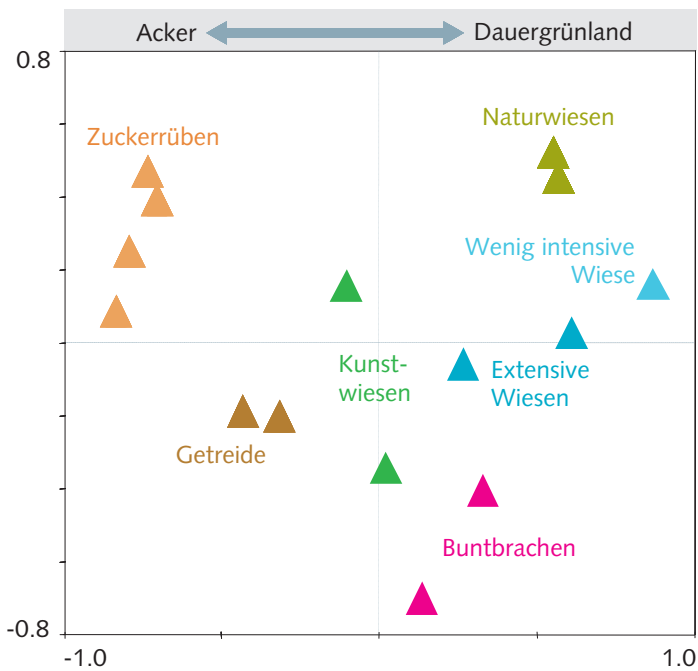


Abbildung 3:

Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften von öAF (Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken) und Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Zuckerrüben). Grafisch vereinfachte Ordination mit Zentroiden. Situation im Rafzerfeld 2001 und 2003 (Wenig intensiv genutzte Wiesen: 2001) und in Nuvilly/Combremont-le-Grand (2001) mit Standorten und entsprechenden biotoptypischen Arten. Die Standorte pro Lebensraumtyp sind eingerahmt, um ihre Variabilität aufzuzeigen. Je grösser die gemeinsamen Flächen der jeweiligen Einrahmungen sind, desto ähnlicher sind die Artengemeinschaften eines Lebensraumtyps (PCA-Ordination).

### Arten

#### Ubiquisten und Ackerarten <sup>1)</sup>

*Ago.mue.*: *Agonum muelleri*  
*Anc.dor.*: *Anchomenus dorsalis*  
*Bem.tet.*: *Bembidion tetracolum*  
*Lor.pil.*: *Loricera pilicornis*  
*Pte.mel.*: *Pterostichus melanarius*  
*Poe.cup.*: *Poecilus cupreus*

#### Grünlandarten

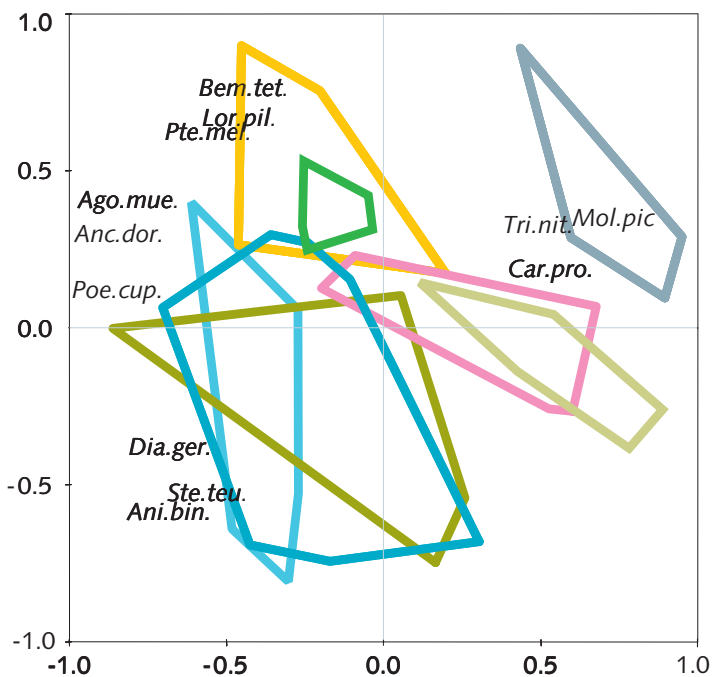
*Ani.bin.*: *Anisodactylus binotatus*  
*Dia.ger.*: *Diachromus germanus*  
*Ste.teu.*: *Stenolophus teutonius*

#### Waldarten

*Car.pro.*: *Carabus problematicus*  
*Mol.pic.*: *Molops piceus*  
*Tri.nit.*: *Trichotichnus nitens*

<sup>1)</sup> Luka et al. (in Vorb.)

## Nuvilly/Combremont-le-Grand

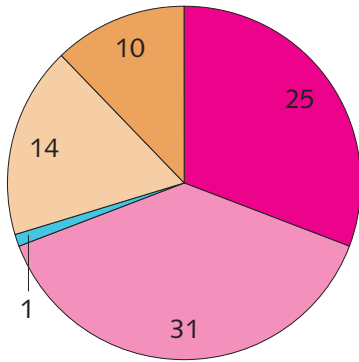


Gemeinschaften zu. Die in der Abbildung 3b erwähnten biotoptypischen Arten sind charakteristisch für die jeweiligen Biotoptypen.

### Ausschliesslich vorkommende Arten und bemerkenswerte Arten

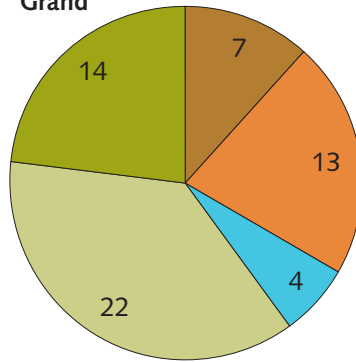
Insgesamt kamen 22 Arten ausschliesslich in öAF vor (16 % der nachgewiesenen Arten). Dies zeigt, dass öAF für diese anspruchsvollen Arten (meist spezialisierte Arten) überlebenswichtig sind und die Artenvielfalt mit öAF effektiv erhöht wurde. Im Kulturland aller Fallstudiengebiete kamen 3 Arten exklusiv vor (Nuvilly/Combremont-le-Grand und Rafzerfeld je 6 und Ruswil/Buttisholz 3 Arten). In Nuvilly/Combremont-le-Grand waren 19 Arten nur in öAF aufgetreten. Es waren stenotope Grünland- oder Waldarten sowie vier Arten der *Roten Liste*. In Ruswil/Buttisholz wurden 14 Arten, davon eine *Rote-Liste*-Art,

a) Rafzerfeld



- Ausschliesslich in Buntbrachen
- Häufiger in Buntbrachen
- Gleich häufig
- Häufiger in Ackerkulturen
- Ausschliesslich in Ackerkulturen

b) Nuilly/Combremont-le-Grand



- Ausschliesslich in Hochstamm-Obstgärten
- Häufiger in Hochstamm-Obstgärten
- Gleich häufig
- Häufiger in Intensiven Naturwiesen
- Ausschliesslich in Intensiven Naturwiesen

Abbildung 4: Vergleich des Artenvorkommens (ausschliesslich, gleich häufig bzw. häufiger) zwischen (a) Buntbrachen und Ackerkulturen (n = 36) und (b) Hochstamm-Obstgärten und Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen, Weiden, n = 24) während 3 bzw. 4 Untersuchungsjahren in einem Fallstudiengebiet.

von Arten der *Roten Liste* insofern vom Kulturland, als 8 von 11 *Rote Liste*-Arten dort ausschliesslich vorkamen. Insgesamt scheinen die untersuchten öAF die gefährdeten Arten nicht substantiell gefördert zu haben. Hecken, *Extensiv genutzte Wiesen* und Buntbrachen hatten aber deutlich mehr spezialisierte Arten.

### Weitere mögliche Einflussfaktoren auf die Artenvielfalt

Junge Buntbrachen weisen relativ hohe Artenzahlen auf. Mit zunehmendem Alter der Buntbrachen kann die Artenvielfalt der Laufkäfer (verschiedene *Harpalus* und *Amara* sp.) abnehmen. Dadurch kommt es zu Artenverschiebungen. Bei zunehmender Vergrasung nehmen Grünlandarten wie *Diachromus germanus*, *Amara plebeja*, *Poecilus versicolor* und *Anisodactylus binotatus* zu.

In den öAF-Wiesen wurde die Artenvielfalt durch die Vorgeschichte insofern beeinflusst, als bei eher jungen Wiesen (< 10 Jahre umgestellt) noch Ackerarten vorhanden sind. Sie wiesen dadurch eine höhere Vielfalt als alte öAF-Wiesen auf, die hingegen hauptsächlich (typische) Grünlandarten und weniger Ubiquisten beherbergen. Dieser Aspekt erklärt zum Teil auch die relativ grosse Heterogenität der Laufkäfergemeinschaften innerhalb der öAF-Wiesen.

Auch bei den Hecken ist ein Alterseffekt festgestellt worden. So fehlen in jungen Hecken die Waldarten fast vollständig. Alte und teils ausgelichtete Hecken, die neben den Waldarten auch Ackerarten oder Grünlandarten beherbergten, wiesen die höchste Artenvielfalt auf.

Die Hochstamm-Obstgärten sind durch eine hohe Nutzungsintensität des Unterwuchses geprägt (bis 6 Nutzungen pro Jahr). Dies führte zu einer relativ niedrigen Artenvielfalt und einer einseitigen Artengemeinschaften, die durch Ubiquisten und Ackerarten charakterisiert waren.

ausschliesslich in öAF nachgewiesen. Dies waren Feuchtgrünland- und typische Waldarten, die vor allem in Hecken vorkamen. Im Rafzerfeld wurden 17 Arten ausschliesslich in öAF vorgefunden, drei davon waren Arten der *Roten Liste*. Am häufigsten waren es Grünlandspezialisten, die ältere und extensiv bewirtschaftete Wiesen bevorzugen und Arten der Ruderalflächen, die in den Buntbrachen nachgewiesen wurden. Im Direktvergleich Buntbrachen mit Getreide (Abb. 4a), *Extensiv genutzte Wiesen* mit Intensiven Wiesen sowie *Wenig intensiv genutzte Wiesen* mit Intensiven Wiesen war der Anteil ausschliesslich oder zahlreicher aufgetretener Arten in den öAF deutlich höher. Im Vergleich der Hochstamm-Obstgärten mit Intensiven Naturwiesen (Abb. 4b) war es dagegen umgekehrt.

Gefährdete Arten kamen mit 11 Arten und einer Abundanz von 0,4 bis 0,9 % selten vor. Die öAF unterschieden sich in der Förderung

### Synthese und Schlussfolgerungen

In Tabelle 4 sind die uni- und multivariaten Ergebnisse dieser Studie zusammengefasst. Betrachtet man alle Standorte und alle Vergleichspaare, so zeigt sich, dass die öAF im Vergleich zum Kulturland oder die öAF-Wiesen im Vergleich zu den Intensiven Wiesen in den meisten Fällen eine höhere Artenvielfalt beherbergen (alle Arten und nur spezialisierte

Arten). Auch die Laufkäfergemeinschaften unterschieden sich im Allgemeinen. Zudem war die Wirkung der öAF auf *Rote Liste*-Arten und spezialisierte Arten durchwegs positiv.

Auch auf der Ebene der einzelnen Vergleichspaare unterschieden sich die Laufkäfergemeinschaften in den öAF meist von denjenigen im Kulturland. Hecken und Buntbrachen wiesen dabei eine überdurchschnittliche Artenvielfalt und Abundanz auf. Sie wirkten sich zudem deutlich positiv auf die bemerkenswerten Arten aus. Diese Effekte nahmen von den *Extensiv* zu den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* kontinuierlich ab. Schliesslich zeigten die Hochstamm-Obstgärten eine vergleichsweise geringe fördernde Wirkung auf die Artenvielfalt. Dennoch unterschieden sich deren Laufkäfergemeinschaften zum Teil von Intensiven Naturwiesen.

**Tabelle 4. Übersicht der vergleichenden Ergebnisse zwischen öAF und Kulturland auf aggregierter Ebene und Lebensraumbene: Durchschnittliche Artenvielfalt (S) und Individuenzahl (N), Unterschiede in Laufkäfergemeinschaften und Wirkung auf bemerkenswerte Arten (spezialisierte Arten, exklusiv auftretende Arten und Rote-Liste-Arten) in Bezug auf öAF**

Habitattyp		S	N	Wirkung auf bemerkenswerte Arten	Unterschiede Tiergemeinschaft
<b>Ebene aggregiert</b>					
öAF vs. Kulturland	Alle Arten	+	o		DD
	Spezialisierte Arten	++	+	+	
öAF-Wiesen vs. Intensive Wiesen	Alle Arten	++	o		DD
	Spezialisierte Arten	+	o	+	
<b>Ebene Lebensraum</b>					
<i>Extensiv genutzte Wiesen</i> vs. <i>Intensive Wiesen</i>	Alle Arten	+	o		D
	Spezialisierte Arten	+	o	+	
<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i> vs. <i>Intensive Wiesen</i>	Alle Arten	o	o		D
	Spezialisierte Arten	+/o	o	+/o	
Hochstamm-Obstgärten vs. <i>Intensive Naturwiesen</i>	Alle Arten	o	o		D
	Spezialisierte Arten	o	o	o	
Buntbrachen vs. Ackerkulturen	Alle Arten	++	+		DD
	Spezialisierte Arten	++	o	++	
Hecken vs. Kulturland	Alle Arten	o	o		DD
	Spezialisierte Arten	++	+	++	

++ = höherer Wert in > 75 % der Fälle bzw. hohe Wirkung  
 + = höherer Wert in mindestens 50 % der Fälle bzw. mittlere Wirkung  
 o = ähnliche Werte bzw. keine Wirkung  
 DD = Unterschiede in > 75 % der Fälle  
 D = Unterschiede in mindestens 50 % der Fälle

- Die öAF haben die Laufkäferfauna in allen drei Fallstudiengebieten positiv beeinflusst. Hecken, *Extensiv genutzte Wiesen* und Buntbrachen haben dabei in quantitativer und qualitativer Hinsicht zur Förderung der Laufkäferfauna beigetragen, in geringerem Umfange auch die *Wenig intensiv genutzten Wiesen*, nicht aber die Hochstamm-Obstgärten.

- Effekte der öAF-Wiesen auf die Laufkäfer waren uneinheitlich, was teilweise auf deren unterschiedliche botanische Qualitäten/Zusammensetzung zurückzuführen ist.
- Der Arten- und Individuenreichtum von spezialisierten Arten wurde in allen Fallstudien-gebieten durch die öAF gefördert. Eine substantielle Förderung von Arten der *Roten Liste* wurde nicht festgestellt; diese kamen aber in öAF häufiger oder sogar ausschliesslich dort vor.
- Die Wirkung der öAF auf die Laufkäfer wurde von Flächeneigenschaften (Alter, Vorgesichte und botanische Zusammensetzung) und Landschaftsparametern (z.B. Distanz zu Wald) wesentlich beeinflusst.
- Ein zeitlicher Entwicklungstrend in den Jahren 1997/99 bis 2003 war auf öAF und Kulturland-Ebene nicht erkennbar. Auf dem Niveau der öAF wurde insbesondere bei anfänglich niedriger Artenvielfalt eine zunehmende Erhöhung der Artenvielfalt festgestellt.

### Dank

Wir möchten uns bei folgenden Personen bedanken: J. Derron (Bestimmung Nu/Co 1999); W. Marggi (Taxonomie); D. Berner, S. Bosshart, S. Breitenmoser, S. Buholzer, J. Dudler, T. Gerdil, M. Hunziker, I. Klaus, B. Leroy-Beaulieu, B. Peter, C. Rösli, S. Seidel, N. Suárez, M. Waldburger und K. Zobrist (Feldarbeit), Eric Wyss und Gregor Klaus (kritische Durchsicht des Manuskriptes).

### Literatur

- Duelli P., Obrist M., und Schmatz R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 33-64.
- Luka H., 1996. Laufkäfer: Nützlinge und Bioindikatoren in der Landwirtschaft. *Agrarforschung* 3, 33-36.
- Luka H., 2004. Ökologische Bewertung von Landschaftselementen mit Arthropoden. *Opusc. Biogeogr. Basilensia* 4, 1-253.
- Luka H., Marggi W. und Nagel P. (in Vorbereitung). Laufkäfer der Schweiz – Teil II: Ökologie.
- Marggi W.-A., 1992. Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae und Carabidae). *Documenta Faunistica Helvetiae* 13(1), Neuchâtel, 477 S.
- Marggi W.-A., 1994. *Rote Liste* der gefährdeten Laufkäfer und Sandlaufkäfer der Schweiz. In Duelli P. (ed): *Rote Listen* der gefährdeten Tierarten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft 1997, 55-59.
- Marggi W. und Luka H., 2001. Die Laufkäfer der Schweiz – Gesamtliste 2001 (Coleoptera: Carabidae). *Opuscula biogeographica basilensia* 1, 37 S.
- Petit S. und Burel F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, 243-252.
- Pfiffner L., 1996. Welche Anbaumethoden fördern die Vielfalt der Kleintierfauna? *Agrarforschung* 3, 537-540.
- Pfiffner L. und Niggli U., 1996. Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture and Horticulture* 12, 353-364.
- Pfiffner L. und Luka H., 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders in cereal crops – a paired farm approach in NW-Switzerland. *Basic and Applied Ecology* 4, 117-127.
- Sunderland K.-D., 2002. Invertebrate pest control by carabids. In: Holland J.-M. (Hrsg.), *The agroecology of carabid beetles*. Andover, Intercept, 165-214.
- Walter T. und Schneider K., 2003. Eco-Fauna-Database: A Tool for Both Determining the Faunistic Potential and Estimating Impacts of Land Use on Animal Species. In: *Agriculture and Biodiversity, Developing indicators for Policy analysis*, OECD, 152-155.



Der Zitronenfalter (*Gonepteryx rhamni*) ist eine Art, die nicht mehr häufig in landwirtschaftlich genutzten Gebieten beobachtet werden kann (Foto: Frank Panis).

## 6.4 Tagfalter

Stéphanie Aviron, Philippe Jeanneret, Iris Klaus und Emmanuel Wermeille

Mit Ausnahme der Buntbrachen weisen ökologische Ausgleichsflächen (öAF) keine höhere Artenvielfalt an Tagfalterarten auf als das Kulturland. Die öAF weisen jedoch spezifische Artengemeinschaften auf, die durch spezialisierte Arten sowie bedrohte Arten der *Roten Liste* charakterisiert sind. Die einzelnen öAF-Typen beherbergen eine vergleichbare Anzahl von Arten, weisen aber unterschiedliche Artenzusammensetzungen auf; deshalb ist die Vielfalt verschiedener öAF-Typen von Bedeutung. Nach sechs Beobachtungsjahren ist keinerlei Trend (weder positiv noch negativ) bei der Tagfaltervielfalt nachweisbar. Die Wirksamkeit der öAF hängt von den lokalen Standortbedingungen (z.B. Exposition, Hangneigung) der einzelnen Fläche, der umgebenden Landschaft und den regionalen Gegebenheiten (z.B. Klima, landwirtschaftliche Nutzung) ab. Es ist daher wichtig, diese Faktoren bei der Anlage von öAF in einer bestimmten Region zu berücksichtigen.

In der Schweiz gibt es 195 Tagfalterarten (Rhopalocera, HesperIIDae), von denen 100 gefährdet oder vom Aussterben bedroht sind (Gonseth 1994). Die Biologie der Tagfalter ist gut bekannt: Raupen und ausgewachsene Falter benötigen bestimmte Futterpflanzen und ganz spezifische Lebensräume. Sie reagieren deshalb besonders empfindlich auf Veränderungen der von ihnen benötigten Ressourcen. Da Tagfalter zudem relativ einfach im Feld bestimmt werden können, sind sie gute Indikatoren für die ökologische Qualität einer Landschaft. Sie eignen sich daher sehr gut für die Bewertung der Auswirkung des ökologischen Ausgleichs auf die Artenvielfalt.

### Anzahl Arten und Individuen in öAF und im Kulturland

In den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz (siehe Kap. 6.1) wurden zwischen 1998 und 2004 19'316 Tagfalter registriert, die zu 43 Arten gehörten. Dies entspricht 42 % der potenziell in den landwirtschaftlich genutz-

Stéphanie Aviron,  
Philippe Jeanneret  
und Iris Klaus,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

Emmanuel  
Wermeille,  
Rue des Monts 15,  
CH-2053 Cernier



**Tabelle 1. Total und Mittelwert der Anzahl Tagfalterarten (S) und -individuen (N) (alle Arten, spezialisierte Arten und Rote-Liste-Arten) über alle vier Beobachtungsperioden in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil-Buttisholz (Ru/Bu)**

Vielfalt		Ra	Nu/Co	Ru/Bu
S	Total	38	41	23
	Mittelwert	5	11	3
N	Total	4'668	12'270	2'378
	Mittelwert	21	52	10
S-Spezialisierte Arten	Total	15	18	6
	Mittelwert	1	3	0
N-Spezialisierte Arten	Total	422	1'350	93
	Mittelwert	2	6	0
S-Rote Liste	Total	4	4	0
	Mittelwert	0	0	0
N-Rote Liste	Total	104	29	0
	Mittelwert	1	0	0

ten Regionen des Schweizer Mittellandes vorkommenden Arten (Grundlage Öko-Fauna-Datenbank CSCF/FAL; Walter und Schneider 2003). Fünf der vorgefundenen Arten gelten als gefährdet (Gonseth 1994) (Tab. 1). 18 Arten sind spezialisierte Arten, die sich nur auf einer begrenzten Anzahl von Futterpflanzen (weniger als 10 Pflanzenarten aus einer einzigen Pflanzenfamilie) fortpflanzen können und die maximal 2 Schlüpfperioden pro Sommer aufweisen (Kitihara *et al.* 2000) (Tab. 1). Die grösste Anzahl von Falterarten und Individuen wurde in Nuvilly/Combremont-le-Grand beobachtet. Die in den einzelnen Fallstudiengebieten beobachteten Artenzahlen sind höher oder gleich hoch wie die im Rahmen ergänzender Erhebungen festgestellten Zahlen, mit denen die Tagfalterfauna der Fallstudiengebiete charakterisiert wurde (Beobachtungen 1999 und 2000 in allen drei Fallstudiengebieten in öAF (*Extensiv genutzte Wiesen*, *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken), Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte), natürlichen und halbnatürlichen Lebensräumen wie Waldrändern, Bachufern und Gebüsch; Wermeille, unveröffentlichte Daten).

Die grösste Artenzahl wurde in den *Extensiv genutzten Wiesen* (39 Arten), den Naturwiesen (37 Arten) und den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (35 Arten) gefunden. Die Ackerkulturen (Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte) wiesen die niedrigste Artenzahl auf (27 Arten).

Ökologische Ausgleichsflächen (Hecken, Hochstamm-Obstgärten, *Extensiv genutzte Wiesen*, *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Buntbrachen) beherbergten insgesamt mehr Arten und Individuen als das Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte) (Tab. 2). Die spezialisierten Arten waren in zwei Fallstudiengebieten (Rafzerfeld und Nuvilly/Combremont-le-Grand) häufiger in den öAF (in 2 bzw. 3 von 4 Jahren) (Tab. 2). Die im Rafzerfeld gelegenen öAF wiesen zudem mehr gefährdete Arten auf (in 3 von 4 Jahren) (Tab. 2).

Die **öAF-Wiesen** (*Extensiv genutzte Wiesen* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) unterschieden sich allerdings in Bezug auf die Anzahl Arten und Individuen nur wenig von den Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen). In Ruswil/Buttisholz wurden in den öAF-Wiesen während allen Untersuchungsjahren mehr Individuen gezählt; in Nuvilly/Combremont-le-Grand wurden in 2 von 4 Jahren mehr Arten gefunden (Tab. 2), allerdings konnten die Unterschiede zwischen *Extensiv*, *Wenig intensiv genutzten* und Intensiven *Wiesen* nicht statistisch abgesichert werden (Abb. 1, Tab. 2).

**Tabelle 2. Unterschiede in der durchschnittlichen Anzahl von Tagfalterarten (S) und -individuen (N) (alle Arten, spezialisierte Arten und Rote-Liste-Arten) in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu) zwischen öAF und Kulturland**

Fallstudien-gebiet	Vielfalt	öAF / Kulturland	öAF-Wiesen / Intensive Wiesen	Extensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Wenig intensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen	Hochstamm-Obstgärten / Intensive Naturwiesen	Buntbrachen / Ackerkulturen	Hecke / Kulturland
Ra	S	++++	n000	n000	n000	n	0+++	n
	N	++++	n000	n000	n000		0+++	
	S-Spezialisierte Arten	0+++	n000	n000	n000		00+0	
	N-Spezialisierte Arten	00++	n000	n000	n000		0000	
	S-Rote Liste Arten	0+++	n000	n000	n000		0+++	
	N-Rote Liste Arten	0+++	n000	n000	n000		0+++	
Nu/Co	S	+0++	00++	0000	0000	0000	n	+000
	N	++++	0000	0000	0000	0000		+000
	S-Spezialisierte Arten	+0++	00+0	0000	0000	0-00		+000
	N-Spezialisierte Arten	+0+0	0000	0000	0000	0--0		0000
	S-Rote Liste Arten	0000	0000	0000	0000	0000		0000
	N-Rote Liste Arten	0000	0000	0000	0000	0000		0000
Ru/Bu	S	++0+	+000	+000	0000	n000	n	n000
	N	++++	++++	0000	+000	n000		n000
	S-Spezialisierte Arten	000+	0000	0000	0000	n000		n000
	N-Spezialisierte Arten	0000	0000	0000	0000	n000		n000

+ oder -: höherer oder tieferer Wert in den öAF ( $p < 0,05$ ),

o: kein signifikanter Unterschied,

n: nicht untersucht wegen ungenügender Anzahl Standorte.

Die Symbole sind nach Untersuchungsjahren geordnet (1.-3. bzw. 1.-4. Untersuchungsjahr).

öAF = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken

Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte

öAF-Wiesen = Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen

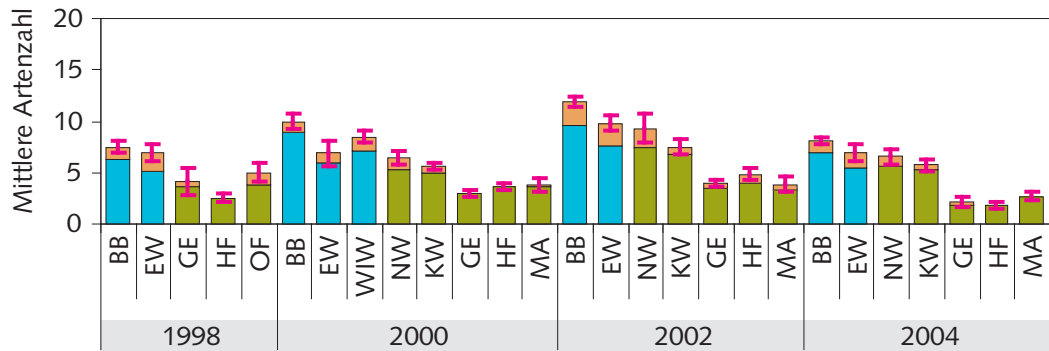
Intensive Wiesen = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen

Intensive Naturwiesen = Naturwiesen, Weiden

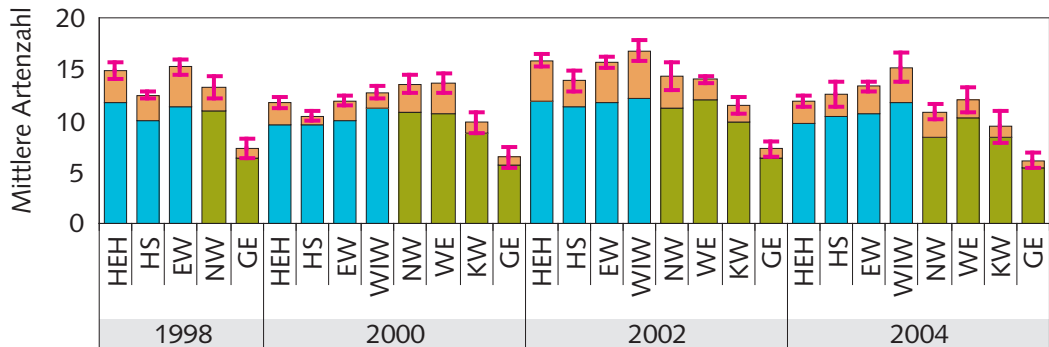
Ackerkulturen = Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte

Die Tagfalter-Arten- und Individuenzahlen in den **Hochstamm-Obstgärten** waren mit denjenigen von Naturwiesen und Weiden vergleichbar. In einem Fallstudiengebiet (Nuvilly/Combremont-le-Grand) beherbergten sie allerdings etwas weniger spezialisierte Arten (in 2 von 4 Jahren) (Abb. 1, Tab. 2). Die **Buntbrachen**, die nur im Rafzerfeld untersucht wurden, wiesen mehr Arten und Individuen sowie mehr gefährdete Arten (in 3 von 4 Jahren) auf als die Ackerkulturen (Kunstwiesen, Mais, Getreide, Hackfrüchte und Ölfrüchte) (Abb. 1, Tab. 2). In **Hecken** fanden wir ähnliche Arten- und Individuenzahlen wie im Kulturland (Abb. 1, Tab. 2).

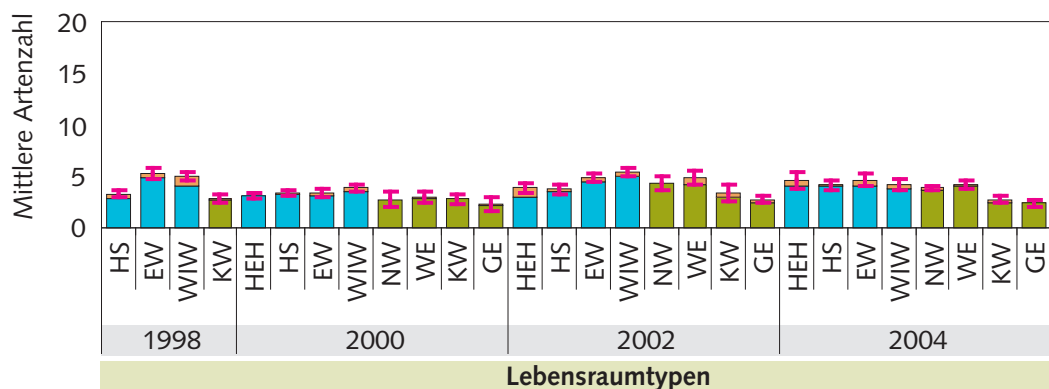
## Rafzerfeld



## Nuvilly/Combremont-le-Grand



## Ruswil/Buttisholz



### Lebensraumtypen

■ Generalisten in öAF    
 ■ Generalisten im Kulturland    
 ■ Spezialisierte Arten

Abbildung 1:  
 Durchschnittliche Zahl  
 der Tagfalterarten  
 (+/- Standardab-  
 weichung) und Anteil  
 der spezialisierten  
 Arten in den öAF  
 (*Extensiv* und *Wenig  
 intensiv genutzte  
 Wiesen*, Hochstamm-  
 Obstgärten, Bunt-  
 brachen, Hecken) und  
 im Kulturland (Natur-  
 wiesen, Weiden,  
 Kunstwiesen, Mais,  
 Getreide, Hack-  
 früchte, Ölfrüchte)  
 der drei Fallstudien-  
 gebiete von 1998 bis  
 2004.

HEH = Hecken,  
 HS = Hochstamm-  
 Obstgärten,  
 BB = Buntbrachen,  
 EW = *Extensiv  
 genutzte Wiesen*,  
 WIW = *Wenig inten-  
 siv genutzte Wiesen*,  
 NW = Naturwiesen,  
 WE = Weiden,  
 KW = Kunstwiesen,  
 GE = Getreide,  
 MA = Mais,  
 HF = Hackfrüchte,  
 OF = Ölfrüchte.

Der Vergleich zwischen den verschiedenen öAF-Typen in Bezug auf die Vielfalt der Tagfalter zeigte keinen deutlichen Unterschied zwischen *Extensiv genutzten Wiesen*, *Wenig intensiv genutzten Wiesen*, Buntbrachen und Hecken (Anova,  $p > 0,05$ ; Abb. 1). Die Hochstamm-Obstgärten waren allerdings insgesamt weniger artenreich und verfügten über weniger spezialisierte Arten als die *Extensiv genutzten Wiesen*, die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Ruswil/Buttisholz; 1998) oder die Hecken (Nuvilly/Combremont-le-Grand; 1998) (Anova,  $p < 0,05$ ; Abb. 1).

Die Anzahl Arten und Individuen hat sich in den öAF und im Kulturland zwischen 1998 und 2004 nicht signifikant geändert (Anova,  $p > 0,05$ ; Abb. 1), mit Ausnahme von Ruswil/Buttisholz, wo die Individuenzahl in den öAF gesunken ist (Anova,  $p < 0,05$ ; Abb. 1). Die Anzahl der Arten und Individuen veränderte sich jedoch stark von einem Jahr zum anderen. So war sie zum Beispiel in den Jahren 2000 und 2004 oft weniger hoch als in den Jahren 1998 und 2002 (Anova,  $p < 0,05$ ; Abb. 1).

Die lokalen Standortbedingungen und die umgebende Landschaft hatten in allen Fallstudiengebieten einen Einfluss auf die Vielfalt der Tagfalter. Die Anzahl der Arten und

Individuen (alle Arten und/oder spezialisierte Arten) veränderte sich mit den folgenden Faktoren: Exposition (Südseite) (Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand), Hangneigung (> 35%) (Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand), Bodentyp (Rafzerfeld, Ruswil/Buttisholz), Anteil Ackerkulturen in einem Umkreis von 200 m (Rafzerfeld, Ruswil/Buttisholz) und Distanz zum Wald (Rafzerfeld) (Anova,  $p < 0,05$ ). Die Unterschiede bezüglich der Vielfalt zwischen öAF und Kulturland bleiben jedoch bestehen, wenn die Auswirkung dieser Umweltfaktoren berücksichtigt wird, das heisst, wenn diese Faktoren als Kovariable in die Analysen eingehen.

**Tabelle 3. Unterschiede zwischen öAF und Kulturland bezüglich der Artenzusammensetzung der Tagfalter in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu)**

Fallstudien- gebiet	öAF / Kulturland	öAF- Wiesen / Intensive Wiesen	<i>Extensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen</i>	<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen / Intensive Wiesen</i>	Hoch- stamm- Obst- gärten / Intensive Natur- wiesen	Bunt- brachen / Acker- kulturen	Hecken / Kulturland
Ra	DDDD	nooo	noDD	nDDD	n	DDDD	n
Nu/Co	DDDD	oooD	oooD	oooo	DoDo	n	DDDD
Ru/Bu	oDDD	DDDD	DoDD	DDDD	nooo	n	ooDo

D: signifikanter Unterschied ( $p < 0,05$ ; Redundanzanalyse RDA, Monte Carlo-Permutationstest)

o: kein signifikanter Unterschied ( $p > 0,05$ )

n: nicht untersucht wegen ungenügender Anzahl Standorte

Die Symbole sind nach Untersuchungsjahren geordnet (1.–4. Untersuchungsjahr)

öAF= *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken

Kulturland = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte

öAF-Wiesen = *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*

Intensive Wiesen = Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen

Intensive Naturwiesen = Naturwiesen, Weiden

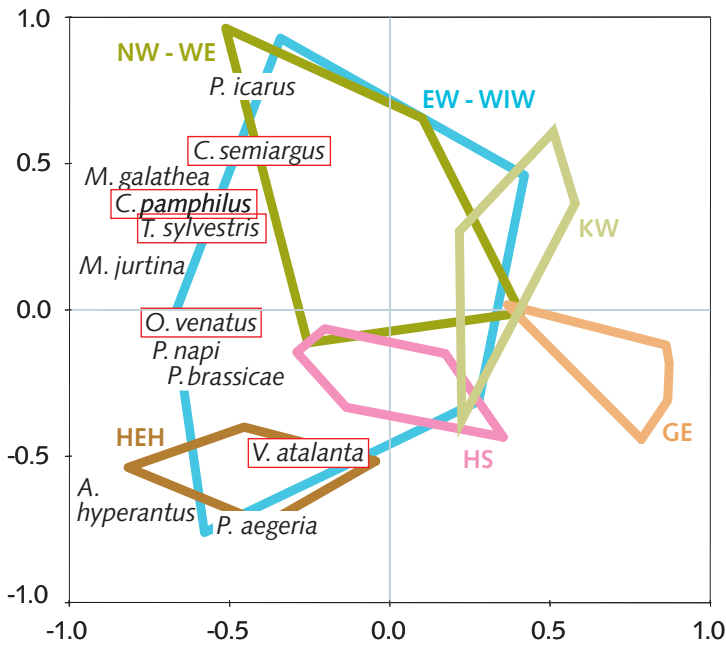
Ackerkulturen = Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte

## Artenzusammensetzung der Tagfalter

Über alle drei Fallstudiengebiete und vier Beobachtungsjahre dominierten 5 Arten; sie machten über 70 % der beobachteten Tagfalter aus. Es handelt sich hierbei um Weisslinge (*Pieris sp.*; über 17'000 Individuen), das Grosse Ochsenauge (*Maniola jurtina*; 2'892 Individuen), den Schachbrettfalter (*Melanargia galathea*; 2'380 Individuen), den Braunen Waldvogel (*Aphantopus hyperantus*; 2'204 Individuen) und den Hauhechelbläuling (*Polyommatus icarus*; 2'148 Individuen).

Tabelle 3 fasst die Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Tagfalterfauna zwischen öAF und Kulturland zusammen (Redundanzanalyse, Monte-Carlo-Permutationstest). Abbildung 2 illustriert die Ordinations-Ergebnisse (Hauptkomponentenanalyse, PCA) an den Beispielen Rafzerfeld und Nuvilly/Combremont-le-Grand (2002). Die Standorte eines gleichen Lebensraumtyps wurden innerhalb einer Begrenzungslinie (Polyeder) zusammengefasst. Die Ausdehnung der Polyeder veranschaulicht die Schwankungen der Artenzusammensetzung, so deutet ein grosser Polyeder auf eine grosse Variation der Artenzusammensetzung innerhalb des gleichen Lebensraumtyps hin. Die Entfernung zwischen den einzelnen Polyedern gibt darüber Auskunft, wie ähnlich die Artenzusammensetzung zwischen verschiedenen Lebensraumtypen ist. Weit voneinander entfernte und auf dem Diagramm klar voneinander unterscheidbare Polyeder bedeuten markante Unterschiede in der Artenzusammensetzung. Die in den Abbildungen angegebenen Arten sind für die verschiedenen Lebensräume charakteristisch.

### Nuvilly/Combremont-le-Grand



### Rafzerfeld

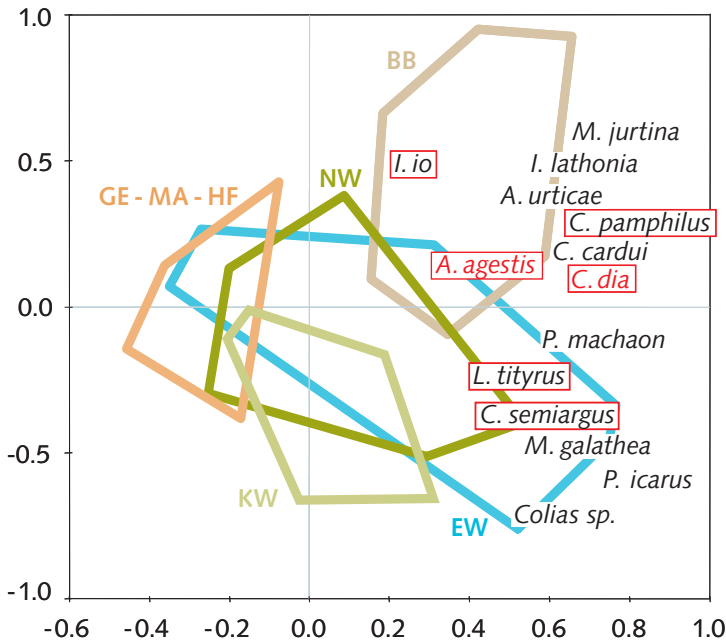


Abbildung 2:

Zusammensetzung der Tagfalterfauna in den öAF (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, Hochstamm-Obstgärten, Buntbrachen, Hecken) und im Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte) der Fallstudiengebiete Rafzerfeld und Nuvilly/Combremont-le-Grand im Jahr 2002 (Hauptkomponentenanalyse, PCA). Die spezialisierten Arten sind rot umrahmt; die auf der *Roten Liste* stehenden Arten sind rot geschrieben und rot umrahmt. HEH = Hecken, HS = Hochstamm-Obstgärten, BB = Buntbrachen, EW = *Extensiv genutzte Wiesen*, WIW = *Wenig intensiv genutzte Wiesen*, NW = Naturwiesen, WE = Weiden, KW = Kulturwiesen, GE = Getreide, MA = Mais, HF = Hackfrüchte

Unabhängig von Fallstudiengebiet und Untersuchungsjahr waren die Artenzusammensetzungen der Tagfalter auf öAF und Vergleichsflächen unterschiedlich (Tab. 3). Es waren jedoch je nach Fallstudiengiet andere öAF-Typen, die sich in Bezug auf die Artenzusammensetzung am stärksten vom Kulturland abhoben. In Nuvilly/Combremont-le-Grand unterschieden sich die **Hecken** und **Hochstamm-Obstgärten** stark vom Kulturland (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte) bzw. den Intensiven Naturwiesen (Naturwiesen, Weiden) (Abb. 2, Tab. 3). Die Hecken zeichneten sich durch das Vorkommen von typischen Arten des Waldrandes aus. Dazu gehört der Braune Waldvogel (*Aphantopus hyperantus*) und das Waldbrettspiel (*Pararge aegeria*). Der Vergleich zwischen den in Hecken und Kulturland vorkommenden Arten zeigt, dass gewisse Arten ausschliesslich oder häufiger in diesen öAF beobachtet wurden (Nuvilly/Combremont-le-Grand: 7 Arten, Ruswil/Buttisholz: 3 Arten). Die **Hochstamm-Obstgärten** wiesen eine Artenzusammensetzung auf, die zwischen jener der Intensiven Naturwiesen und jener der Hecken lag (Abb. 2). In Nuvilly/Combremont-le-Grand wurden 3 Arten ausschliesslich in den Hochstamm-Obstgärten beobachtet; 6 Arten kamen häufiger vor als in den Intensiven Naturwiesen. Die Artenzusammensetzung der öAF-Wiesen dieser Region unterschied sich nicht von derjenigen der Intensiven Wiesen. Sie wurden von ubiquitären, in Wiesen lebenden Arten wie dem Schachbrettfalter (*Melanargia galathea*) dominiert. Mehrere spezialisierte Arten wie der Violette Waldbläuling (*Cyaniris semiargus*) oder der Braunkolbige Dickkopffalter (*Thymelicus sylvestris*) waren in den *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* zahlreicher als in Intensiven Wiesen (Abb. 2). Diese Arten, die sich auf Gräsern fortpflanzen, bleiben im Kulturland jedoch zahlreich.

Die Zusammensetzung der Tagfalterfauna der *Extensiv* und der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* unterschied sich von derjenigen der Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen) in Ruswil/Buttisholz und im Rafzerfeld (Abb. 2, Tab. 3). In öAF-Wiesen wurden anspruchslose, in Wiesen lebende Arten wie zum Beispiel Weisslinge (*Pieris sp.*) beobachtet. Sie boten aber auch Lebensraum für spezialisierte Arten, die im Kulturland allerdings noch verhältnismässig oft vorkommen. Dazu gehörten das Tagpfauenauge



(*Inachis io*), dessen Futterpflanze die Brennnessel ist (Ruswil/Buttisholz), oder der Dunkle Feuerfalter (*Lycaena tityrus*) (Rafzerfeld), der sich hauptsächlich auf Ampfer fortpflanzt. Der Hainveilchen-Perlmutterfalter (*Clossiana dia*), eine Art der *Roten Liste*, war im Rafzerfeld häufiger in öAF-Wiesen als in Intensiven Wiesen (25 Individuen von insgesamt 70). Die Artenzusammensetzung in den öAF-Wiesen wies je nach Standort starke Schwankungen auf. Unsere Analysen haben gezeigt, dass bestimmte öAF-Wiesen eine Artenzusammensetzung haben, die für Hecken oder sogar für Intensive Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen) und Ackerkulturen charakteristisch sind (Abb. 2).

Bestimmte Arten wurden im Vergleich zu den Intensiven Wiesen ausschliesslich (Rafzerfeld: 6 Arten, Nuvilly/Combremont-le-Grand: 5 Arten, Ruswil/Buttisholz: 4 Arten) oder häufiger (Rafzerfeld: 13 Arten, Nuvilly/Combremont-le-Grand: 26 Arten, Ruswil/Buttisholz: 5 Arten) in den *Extensiv genutzten Wiesen* beobachtet (Abb. 3a). Dies entspricht je nach Region zwischen 45 % und 85 % der Beobachtungen.

Die **Buntbrachen** im Rafzerfeld hatten eine andere Artenzusammensetzung als die Ackerkulturen (Abb. 2, Tab. 3). Die Buntbrachen bieten insbesondere spezialisierten Arten sowie Arten der *Roten Liste* einen Lebensraum. Es handelte sich hierbei um den Hainveilchen-Perlmutterfalter (28 Individuen von insgesamt 70), den Malven-Dickkopffalter (*Carcharodus alceae*), der nur in diesen Brachen zu finden war (14 Individuen), und in geringerer Anzahl um den Dunkelbraunen Bläuling (*Aricia agestis*) (2 Individuen von insgesamt 5). Acht Arten wurden ausschliesslich in den Buntbrachen gefunden. Elf Arten (60% der vorgefundenen Arten) kamen in den Brachen häufiger als in der Ackerflächen vor (Abb. 3b). Im Rafzerfeld wurden verschiedene spezialisierte Arten durch die öAF-Wiesen (*Lycaena tityrus* und *Cyaniris semiargus*) und die Buntbrachen (*Inachis io* und *Coenonympha pamphilus*) begünstigt (Abb. 2).

Die Artenzusammensetzung wurde zusätzlich durch folgende Faktoren beeinflusst: lokale Standortbedingungen, Exposition (Südseite) (Rafzerfeld), Hangneigung (> 35%) (drei Fallstudiengebiete), Bodentyp (drei Fallstudiengebiete); Anteil von Ackerkulturen im Umkreis von 200 m und Distanz zum Wald (Redundanzanalyse, Monte-Carlo-Permutationstest,  $p < 0,05$ ). Die Auswirkung des Lebensraumtyps bleibt jedoch statistisch signifikant auch wenn die Auswirkung der Umweltfaktoren berücksichtigt wird.

## Schlussfolgerungen

### Vielfalt der Tagfalter in den öAF im Vergleich zum Kulturland

Die ökologischen Ausgleichsflächen beherbergten insgesamt mehr Falterarten und Individuen als die intensiv bewirtschafteten Flächen. Auf dem Niveau der einzelnen Typen ökologischer Ausgleichsflächen waren die Unterschiede allerdings nur für die Buntbrachen im Vergleich zu den Ackerkulturen statistisch signifikant. Die Qualität der öAF-Wiesen in zwei der drei Fallstudiengebiete war gering, zieht man die durchschnittliche Anzahl beobachteter Arten in Betracht (6 Arten in Ruswil/Buttisholz und 12 Arten im Rafzerfeld). Wiesen werden dann als qualitativ gut beurteilt, wenn sie durchschnittlich zwanzig

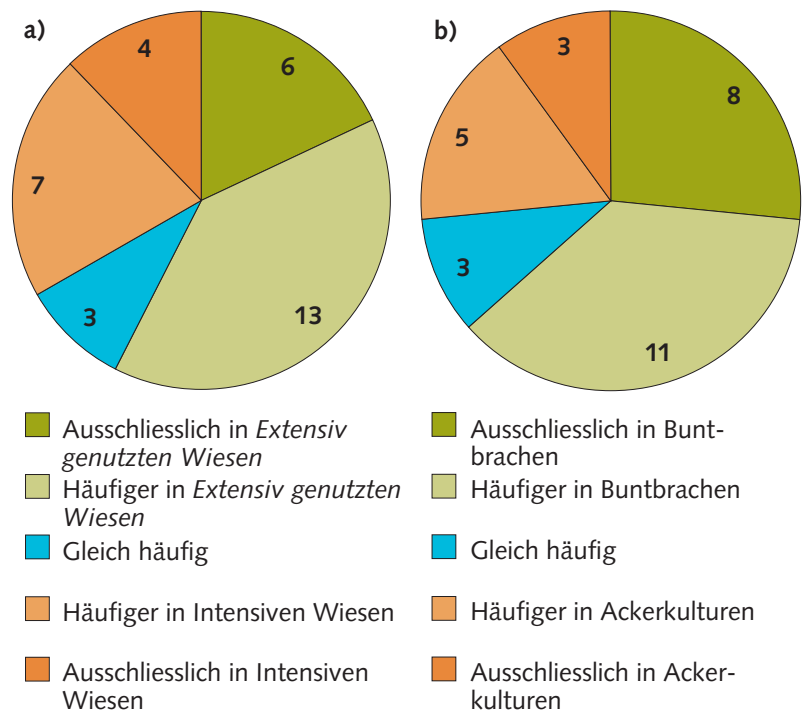


Abbildung 3: Vergleich des Artenvorkommens (ausschliesslich, gleich häufig bzw. häufiger) zwischen (a) den Extensiv genutzten Wiesen und den Intensiven Wiesen (Naturwiesen, Weiden, Kunstwiesen) sowie (b) den Buntbrachen und Ackerkulturen (Kunstwiesen, Getreide, Mais, Hackfrüchte, Ölfrüchte) am Beispiel Rafzerfeld (zusammengefasst über vier Jahre).

Falterarten aufweisen (Schneider und Walter 2001). Mit durchschnittlich 18 Arten kann somit lediglich die Qualität der in Nuvilly/Combremont-le-Grand gelegenen öAF-Wiesen als annähernd gut bezeichnet werden. Die Hecken und Hochstamm-Obstgärten wiesen ebenfalls eine ähnliche Anzahl von Arten und Individuen auf wie das Kulturland.

Die hier verwendete Aufnahme-Methode ermöglichte keine Unterscheidung zwischen nur vorbeifliegenden Individuen (zum Beispiel fliegende Falter auf Nahrungssuche) und Individuen, die sich auf einer bestimmten Fläche tatsächlich ernähren und fortpflanzen. Dies kann dazu führen, dass die Unterschiede zwischen öAF und Kulturland als geringer beurteilt werden als sie tatsächlich sind. Auch andere Faktoren können zur Ähnlichkeit der Artenvielfalt zwischen öAF-Wiesen und Intensiven Wiesen beitragen. Bestimmte Intensive Wiesen (Natur-, Kunstwiesen und Weiden) können beispielsweise sehr blütenreich sein und Faltern als Nahrungsquelle dienen, und manche häufige Falterarten benutzen einige Kulturpflanzen als Futterpflanze.

Die öAF verfügten aber über eine Artenzusammensetzung, die sich klar von jener des Kulturlandes unterscheidet. Die öAF tragen somit wesentlich zur regionalen Artenvielfalt bei. Sie zeichneten sich durch das Vorkommen von Arten aus, die im Kulturland weniger häufig oder gar nicht vorkamen. Dazu gehörten spezialisierte Arten, gefährdete Arten (Buntbrachen und öAF-Wiesen) und Arten, die für Waldrandgebiete typisch sind (Hecken). Im Kulturland ist die Bewirtschaftung von Wiesen und Feldstreifen ausschlaggebend für das Angebot an Blüten für Falter und Futterpflanzen für die Raupen (Oates 1995). Der Zeitpunkt der einzelnen Bewirtschaftungsmassnahmen (z.B. Mahd) ist für die Falter ebenfalls zentral; Lebensräume, die während der Fortpflanzungsperiode nicht gemäht bzw. abgeweidet werden, liefern ständig Nektar für die ausgewachsenen Tiere und Orte, wo die Weibchen ihre Eier legen und die Raupen ihren Entwicklungszyklus vollenden können (Feber und Smith 1995). Die öAF werden erst zu Beginn des Sommers (öAF-Wiesen) bzw. im Frühjahr oder Herbst (Buntbrachen) gemäht. Dies ermöglicht es den Faltern, je nach Verfügbarkeit von Blüten und Futterpflanzen abwechselnd die öAF und die intensiv genutzten Flächen zu nutzen. Die beschränkte Vielfalt der Falter in den Hochstamm-Obstgärten ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass die Wiesen im Unterwuchs weiterhin intensiv bewirtschaftet werden. Im Fall der Buntbrachen haben wir beobachtet, dass bestimmte gefährdete Falterarten besondere Wirtspflanzen nutzen (siehe Kasten).

Wenn sich die verschiedenen öAF-Typen in der Anzahl Arten und Individuen nur wenig unterscheiden, so haben wir doch bezüglich der Artenzusammensetzung grosse Differenzen festgestellt. Jeder öAF-Typ wies eine Artenzusammensetzung auf, die sich von jener der anderen öAF unterscheidet. Es gilt daher, eine möglichst grosse Vielfalt an öAF – Wiesen, Hecken, Hochstamm-Obstgärten und Buntbrachen – beizubehalten. Die Anlage von Buntbrachen in Ackerlandschaften wie dem Rafzerfeld ist eine besonders wirksame Massnahme zur Erhöhung der Vielfalt von Tagfaltern; aber auch die Rolle der öAF-Wiesen darf nicht unterschätzt werden. Sie tragen zusammen mit Hecken und Hochstamm-Obstgärten, vor allem in Landschaften, die von Milchwirtschaft und Tierzucht (zum Beispiel Ruswil/Buttisholz) oder von einer gemischten Landwirtschaft (Nuvilly/Combremont-le-Grand) geprägt sind, zur Vielfalt der Tagfalter bei.

### **Zeitliche Entwicklung der Tagfalterdiversität**

Die Anzahl der Arten und Individuen hat sich zwischen 1998 und 2004 nicht erhöht – im Gegenteil: In Ruswil/Buttisholz wurde sogar ein Rückgang der Individuenzahl festgestellt. In diesem Fallstudiengebiet werden die Wiesen und Weiden intensiver bewirtschaftet als in den beiden anderen Fallstudiengebieten (z.B. grössere Düngermengen). Die derzeit bestehenden öAF reichen offenbar nicht aus, um die Auswirkungen dieser Bewirtschaftung auf die Tagfalter aufzufangen.

Die Untersuchungen der Vegetation der öAF im Schweizer Mittelland haben gezeigt, dass die Vegetation vieler *Extensiv genutzter Wiesen* und Hochstamm-Obstgärten die vormalig

## Die Bedeutung von Buntbrachen für Tagfalter

Die in verschiedenen Regionen der Schweiz durchgeführten Tagfalteraufnahmen haben gezeigt, dass die Anlage von Buntbrachen dazu beiträgt, spezialisierte und seltene Tagfalterarten zu erhalten und zu fördern.

## Nahrungsquelle für Falter

Die Falter nutzen vor allem die reiche Blütenvielfalt der Buntbrachen. Während der gesamten Fortpflanzungsperiode finden sie hier mehr oder weniger durchgehend Nahrung. Im Gegensatz zu den Wiesen und Feldrändern dürfen die Brachen nur zwischen Oktober und März gemäht werden.

## Für die Fortpflanzung wichtig

Manche Falterarten finden in den Buntbrachen die Futterpflanzen, die sie für ihre Raupen benötigen. Zu diesen Arten gehört der Malven-Dickkopffalter (*Carcharodus alceae*), der als sehr gefährdet eingestuft wird. Er nutzt die verschiedenen in den Brachen vorkommenden Malvenarten, um sich fortzupflanzen. Weil der Malven-Dickkopffalter bei früheren Artenaufnahmen kaum gesichtet wurde, ist es durchaus möglich, dass seine vor kurzem festgestellte Ausbreitung in bestimmten Schweizer Regionen (insbesondere Rafzerfeld/ZH, Val de Ruz/NE, Ajoie/JU) mit der Entwicklung der Buntbrachen zusammenhängt.

Andere Tagfalterarten nutzen ebenfalls die in den Brachen wachsenden Futterpflanzen: Der Grosse Feuerfalter (*Lycaena dispar*) zum Beispiel, eine sehr gefährdete Art, nutzt die Brachen als zusätzliches Fortpflanzungsgebiet in den beiden Regionen, in denen er noch vorkommt (Ajoie und Genfer Region). Er pflanzt sich auf bestimmten Ampferarten fort, die in den Brachen wachsen. Ganz allgemein ist die Anzahl der in den Brachen vorhandenen Futterpflanzen aber begrenzt. Der dichte und hohe Pflanzenbestand ist zudem für Falter nicht besonders geeignet: Die Rolle dieser Flächen für die Fortpflanzung ist daher auf wenige Arten beschränkt. Diese Arten sind aber aus Sicht des Naturschutzes von besonderem Interesse.

## Vernetzung der Buntbrachen mit den umgebenden Habitaten

Die Besiedlung der Brachen durch Tagfalter wird durch die umgebende Landschaft begünstigt. So wurden in Regionen mit zahlreichen artenreichen Magerwiesen mehrere gefährdete Arten in Buntbrachen beobachtet. Es muss nun aber noch untersucht werden, ob sich diese Arten in den Brachen tatsächlich fortpflanzen, und ob ihre dort stattfindende Fortpflanzung zum Erhalt und zur Festigung der lokalen Populationen beiträgt oder sogar zur Etablierung neuer Populationen führt.

Ein Malven-Dickkopffalter (*Carcharodus alceae*) auf seiner Wirtspflanze, der Malve (Foto: Emmanuel Wermeille)



Ausgewachsene Falter finden in Buntbrachen Nahrung und Lebensraum (Foto: Sybille Studer)

intensive Bewirtschaftung dieser Flächen widerspiegelt (Kapitel 5; Herzog *et al.* 2005). Der Beobachtungszeitraum der Falter (6 Jahre) ist deshalb möglicherweise zu kurz, um eine signifikante Auswirkung des ökologischen Ausgleichs auf die Faltervielfalt nachweisen zu können. Ausserdem erschweren die starken Populationsschwankungen der Tagfalter die Interpretation eines positiven oder negativen Trends.

Je nach lokalen Standortbedingungen kann die Vielfalt der Tagfalter in allen Fallstudiengebieten stark variieren. Auf südexponierten Flächen und an Hängen mit hohem Gefälle (> 35 %) kann auf Grund besonderer Bewirtschaftungsverhältnisse, Sonneneinstrahlung und Vegetation eine grössere Faltervielfalt beobachtet werden. Die umgebende Landschaft beeinflusst ebenfalls die Faltervielfalt in den öAF. Isolierte Flächen inmitten intensiv bewirtschafteter Zonen sind weniger artenreich als solche in Waldnähe. Falter müssen sich zwischen verschiedenen Lebensräumen bewegen können, um die zum Überleben und zur

Fortpflanzung erforderlichen Ressourcen zu finden (Ouin *et al.* 2004). Die extensive Bewirtschaftung beeinflusst zwar die Faltervielfalt, aber die Anzahl, die Bewirtschaftung und die Lage der öAF in der Landschaft sind ebenfalls von grosser Bedeutung (Jeanneret *et al.* 2003). Es ist deshalb wichtig, die Anlage der öAF in der Nähe anderer öAF oder (halb-) natürlicher Lebensräume zu fördern (z.B. Wälder), um ein Netzwerk günstiger Lebensräume zu schaffen.

Die in den verschiedenen öAF lebende Tagfalterfauna ist von Fallstudiengebiet zu Fallstudiengebiet sehr unterschiedlich. Die *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* in Nuvilly/Combremont-le-Grand weisen eine Artenzusammensetzung auf, die derjenigen der Intensiven Wiesen ähnlich ist. Im Gegensatz dazu beherbergen die in den beiden anderen Fallstudiengebieten gelegenen öAF-Wiesen im Vergleich zu den Intensiven Wiesen naturschützerisch interessante Arten. Die Hochstamm-Obstgärten und Hecken sind vielfältiger als die bewirtschafteten Flächen in Nuvilly/Combremont-le-Grand, während die Vielfalt in Ruswil/Buttisholz nicht besonders hoch ist. Diese Unterschiede hängen mit regionalen Gegebenheiten (z.B. Klima, landwirtschaftliche Nutzung, Landschaftstyp) zusammen, die sich in Form von mehr oder weniger günstigen Bedingungen für Falter ausdrücken.

## Fazit

- Unsere Ergebnisse zeigen, dass die öAF in den meisten Fällen nicht mehr Arten beherbergen als die intensiv bewirtschafteten Flächen. In den öAF leben aber mehr spezialisierte Arten sowie Arten der *Roten Liste*.
- Die verschiedenen öAF-Typen weisen eine ähnliche Anzahl von Arten auf, haben aber eine unterschiedliche Artenzusammensetzung.
- Nach sechs Beobachtungsjahren konnte weder ein positiver noch ein negativer Trend nachgewiesen werden.
- Die Wirksamkeit der öAF ist je nach lokalen Standortbedingungen, umgebender Landschaft und regionalen Gegebenheiten unterschiedlich.

## Dank

D. Berner, S. Bosshart, S. Buholzer, S. Pozzi, K. Schneider und T. Walter.

## Literatur

- Feber R.-E. und Smith H., 1995. Butterfly conservation on arable farmland. In: Pullin A.-S. (Red.), Ecology and conservation of butterflies. Chapman & Hall, London, 84-97.
- Gonseth Y., 1994. *Rote Liste* der gefährdeten Tagfalter der Schweiz. In: Duelli P. (Red.), *Rote Liste* der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, EDMZ, 48-51.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on vegetation and breeding birds in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189 – 204.
- Jeanneret P., Schüpbach B. und Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity on cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 311-320.
- Kitihara M., Sei K. und Fujii K., 2000. Patterns in the structure of grassland butterfly communities along a gradient of human disturbance: further analysis based on the generalist/specialist concept. *Population Ecology* 42, 135-144.
- Oates M.-R., 1995. Butterfly conservation within the management of grassland habitats. In: Pullin A.-S. (Red.), Ecology and conservation of butterflies. Chapman and Hall, London, 98-112.
- Ouin A., Aviron S., Dover S. und Burel F., 2004. Complementation/supplementation or resources for butterflies in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 473-479.
- Schneider K. und Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. *Schriftenreihe der FAL* 39, 34-44.
- Walter T. und Schneider K., 2003. Eco-Fauna-Database: a tool for both selecting indicator species for land use and estimating impacts of land use on animal species. In: *Agriculture and biodiversity, developing indicators for policy analysis, Rapport de l'OECD*, 152-155.
- Wermeille E. und Caron G., in Vorbereitung. L'intérêt des jachères pour les papillons diurnes: le cas de la Grisetette (*Carcharodus alceae*) et de quelques autres espèces de papillons diurnes.



## 6.5 Heuschrecken

Thomas Walter,  
Beatrice Schüpbach und  
Matthias Wolf



In den drei Fallstudiengebieten wurden die Heuschrecken-Arten im Jahr 2000 auf allen ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) und den übrigen Flächen kartiert und ihre Dichte geschätzt. Die Anzahl Arten ist in allen Flächen sehr gering. Reservoirs mit vielen Heuschreckenarten fehlen. Für die Erhaltung und Förderung der Heuschrecken sind eine gezielte Vernetzung von extensiv genutztem Dauergrasland und die Schaffung von Reservoirflächen mit den entsprechenden qualitativen Aufwertungsmassnahmen von grosser Bedeutung. Dies haben Beispiele aus dem Kanton Zürich gezeigt.

Heuschrecken können im Feld leicht beobachtet, gehört und auf die Art genau identifiziert werden. Sie reagieren auf Veränderungen ihres Lebensraumes und eignen sich daher gut für eine Beurteilung von Bewirtschaftungsänderungen (Bellmann 1985, Fricke und Von Nordheim 1992, Detzel 1992, 1998, Ingrisch und Köhler 1998). In der Schweiz sind bisher etwa 110 Arten nachgewiesen worden (Thorens und Nadig 1997). Davon leben 80 % im Grasland. In diesem Lebensraum kommen auf trockenen Böden 82 Arten vor, auf frischen Böden sind es 35 und auf feuchten Böden 30 Arten (Schneider und Walter 2001). Für die Erhaltung und Förderung der heimischen Heuschrecken ist daher die Bewirtschaftung mit dem Grasland von zentraler Bedeutung.

### Die Heuschrecken in den drei Fallstudiengebieten

Die Heuschrecken der Fallstudiengebiete wurden im Jahr 2000 untersucht. Dabei wurden die bereits abgegrenzten Nutzungseinheiten (Schläge) auf einer Begehung zwischen Mitte Juli und Ende August nach Heuschrecken abgesucht. Die Feldgrille ist im Mai und Juni am besten zu beobachten. Sie wurde daher in dieser Untersuchung mit Sicherheit unterschätzt. Neben der Identifikation der vorhandenen Arten wurde die Dichte pro Art in drei Dichteklassen geschätzt (Klasse 1: ein Tier pro 10 m<sup>2</sup>, Klasse 2: zwei bis fünf Tiere pro 10 m<sup>2</sup>, Klasse 3: mehr als fünf Tiere pro 10 m<sup>2</sup>).

#### Rafzerfeld

Im Rafzerfeld wurden 17 Arten nachgewiesen (Tab. 1). Dominante Arten waren der Gemeine Grashüpfer (*Chorthippus parallelus*) und der Nachtigall-Grashüpfer (*Chorthippus biguttulus*). Neben den in der Schweiz verbreiteten und häufigen Arten kamen fünf gemäss

Abbildung 1:  
Die Rote Keulenschrecke (*Gomphocerippus rufus*) profitiert von der Vernetzung durch öAF (Foto: Daniel Berner).

Thomas Walter,  
Beatrice Schüpbach  
und Matthias Wolf,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich



Roter Liste gefährdete Arten und die vom Aussterben bedrohte Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*) vor. Wärmeliebende und auf *Extensiv genutzte Wiesen* oder Weiden angewiesene Grasland-Arten wie die Zweifarbige Beisschrecke (*Metrioptera bicolor*) waren nur lokal anzutreffen. Vereinzelt in Brachen, Hochstauden und Ruderalflächen mit Hochgras oder Hochstauden kam die Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) vor. Arten der Ruderalstandorte wie der Braune Grashüpfer (*Chorthippus brunneus*) und die Blauflügelige Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*) ergänzen die Heuschreckenfauna des Gebietes. Letztere kam im Rafzerfeld lediglich in den Kiesabbaugebieten vor. Feuchte Standorte und damit die für diesen Lebensraum typischen Arten fehlen.

### **Nuvilly/Combremont-le-Grand**

In diesem Fallstudiengebiet wurden 13 in der Schweiz vorwiegend verbreitete und häufige Arten der Standorte mit mittlerer Feuchte gefunden. Dominant war wiederum der Gemeine Grashüpfer (*Chorthippus parallelus*). Ebenfalls verbreitet und zahlreich waren der Braune Grashüpfer (*C. brunneus*), eine typische Art für trockenwarme Standorte und der Nachtigall-Grashüpfer. Die Roesels Beisschrecke (*Metrioptera roeselii*) war im Vergleich zu Ruswil/Buttisholz und dem Rafzerfeld sehr häufig, was eine Folge der auf vielen Flächen etwas weniger intensiven Graslandnutzung in Nuvilly/Combremont-le-Grand ist. Typische Arten, die auf extensive Graslandnutzung angewiesen sind wie die Sichelschrecke (*P. falcata*) oder die Zweifarbige Beisschrecke (*M. bicolor*) fehlten, obwohl beide Arten in der Region vorkommen. Die Langflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus fuscus*) und die Grosse Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*), zwei typische Arten der Riedwiesen und Schilfbestände, wurden vereinzelt in feuchten Wiesen gefunden.

### **Ruswil/Buttisholz**

In diesem Fallstudiengebiet wurden 16 Arten nachgewiesen (Tab. 1). Bei den vorkommenden Arten handelt es sich vorwiegend um in der Schweiz häufige und verbreitete Arten des Graslands auf mittelfeuchten Standorten. Wärmeliebende Arten sowie Arten der sehr feuchten Standorte fehlten. Zwei Arten waren sehr dominant: Der Gemeine Grashüpfer (*C. parallelus*), der auf nahezu allen Grasland-Flächen gefunden wurde, und der gefährdete Weissrandige Grashüpfer (*C. albomarginatus*), der im Fallstudiengebiet ähnlich zahlreich und ebenso verbreitet war wie *C. parallelus*. Dies ist aber für die Region typisch. Die Art hat gemäss Thorens und Nadig (1997) ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Schweiz im Mittelland vom Bieler- und Murtensee bis an den Zugersee. Beide Arten nutzen vorwiegend Dauergrasland, wobei sehr feuchte oder trockene Standorte gemieden werden. Der Gemeine Grashüpfer besiedelt Kunstwiesen häufiger als der Weissrandige Grashüpfer. Beide Arten legen ihre Eier in den Boden. Ihre Entwicklungszyklen werden in Kunstwiesen durch den Wiesen-Umbruch allerdings unterbrochen. Arten der *Wenig intensiv bis Extensiv genutzten Wiesen* wie Roesels Beisschrecke (*M. roeselii*) wurden nur vereinzelt gefunden. Drei Arten sind nach der *Roten Liste* (Nadig und Thorens 1994) als gefährdet eingestuft. Sehr lokal und spärlich wurden die gefährdete Lauschschrecke (*Mecostethus parapleurus*) und (in einer trockenen Wiese) die Grosse Goldschrecke (*C. dispar*) beobachtet.

### **Artenarme Flächen**

Der Anteil an mehr oder weniger extensiv genutzten Wiesen (inklusive öAF), an Brachen, Böschungen, Hochstaudenfluren und Feuchtgebieten beträgt in allen drei Fallstudiengebieten etwa 10 % (Abb. 2). Die durchschnittliche Anzahl Arten einer Untersuchungsfläche war je nach Lebensraumtyp mit 1,5 bis 3,6 gering (Abb. 3). Das gleiche gilt für die maximale Anzahl Arten (3 bis 7). In Wiesen und Weiden auf trockenen Standorten im Kanton Basellandschaft wurden im Vergleich dazu durchschnittlich 11 (maximal 17) Arten gezählt (Schneider und Walter 2001). In feuchten Wiesen und Weiden der Gemeinde Schönenberg

**Tabelle 1. Artenliste der Heuschrecken in den drei Fallstudiengengebieten, Rafzerfeld (Ra), Nuvilly/Combremont-le-Grand (Nu/Co) und Ruswil/Buttisholz (Ru/Bu)**

Artnamen	Rote Liste CH	Häufigkeit <sup>1)</sup>			
		Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Total
Gemeiner Grashüpfer ( <i>Chorthippus parallelus</i> )	N	178	479	488	967
Weissrandiger Grashüpfer ( <i>Chorthippus albomarginatus</i> )	3	1	0	386	387
Nachtigall Grashüpfer ( <i>Chorthippus biguttulus</i> )	N	157	198	33	378
Brauner Grashüpfer ( <i>Chorthippus brunneus</i> )	N	52	200	2	254
Rote Keulenschrecke ( <i>Gomphocerippus rufus</i> )	N	41	32	88	161
Grünes Heupferd ( <i>Tettigonia viridissima</i> )	N	52	52	3	107
Säbeldorschrecke ( <i>Tetrix subulata</i> )	N	41	5	61	107
Waldgrille ( <i>Nemobius sylvestris</i> )	N	2	92	4	98
Roesels Beisschrecke ( <i>Metrioptera roeselii</i> )	N	1	92	2	95
Gewöhnliche Strauchschrecke ( <i>Pholidoptera griseoptera</i> )	N	5	83	3	91
Lauschschrecke ( <i>Mecostethus parapleurus</i> )	3	44	0	1	45
Feldgrille ( <i>Gryllus campestris</i> )	3	1	14	0	15
Langfühler-Dorschrecke ( <i>Tetrix tenuicornis</i> )	N	2	2	9	13
Bunter Grashüpfer ( <i>Omocestus viridulus</i> )	N	0	0	12	12
Zweifarbige Beisschrecke ( <i>Metrioptera bicolor</i> )	3	12	0	0	12
Wiesengrashüpfer ( <i>Chorthippus dorsatus</i> )	N	8	0	3	11
Gemeine Sichelschrecke ( <i>Phaneroptera falcata</i> )	3	6	0	0	6
Blaüflügelige Sandschrecke ( <i>Sphingonotus caeruleus</i> )	1	5	0	0	5
Zwischer Heupferd ( <i>Tettigonia cantans</i> )	N	0	0	5	5
Grosse Goldschrecke ( <i>Chrysochraon dispar</i> )	3	0	2	2	4
Langflügelige Schwertschrecke ( <i>Conocephalus fuscus</i> )	3	0	1	0	1
<b>Gesamtartenzahl</b>	<b>21</b>	<b>17</b>	<b>13</b>	<b>16</b>	
<b>Anzahl Arten der Roten Liste</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	

<sup>1)</sup> Summe der Fundpunkte x Dichteklasse

**Flächenanteil der Biotoptypen**

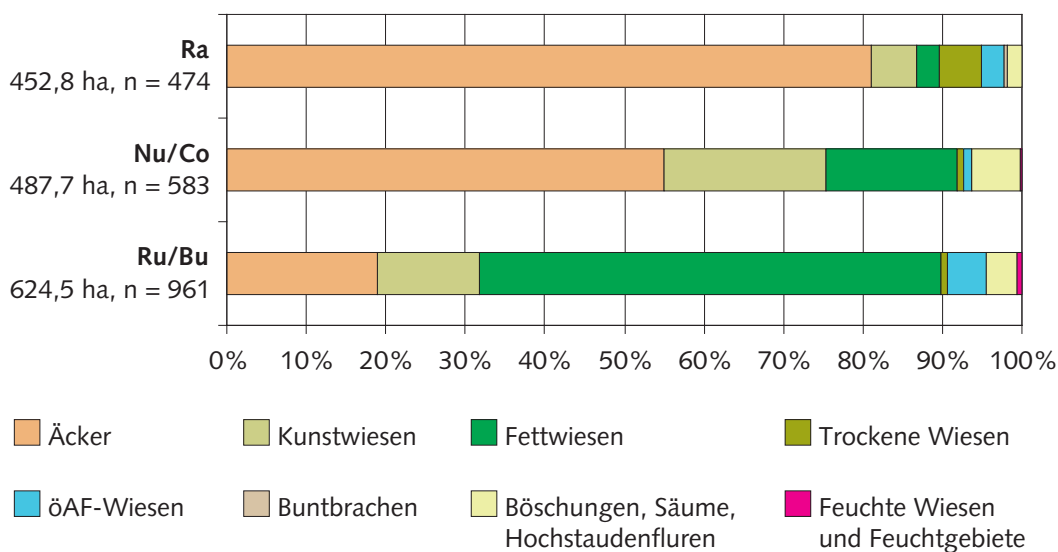
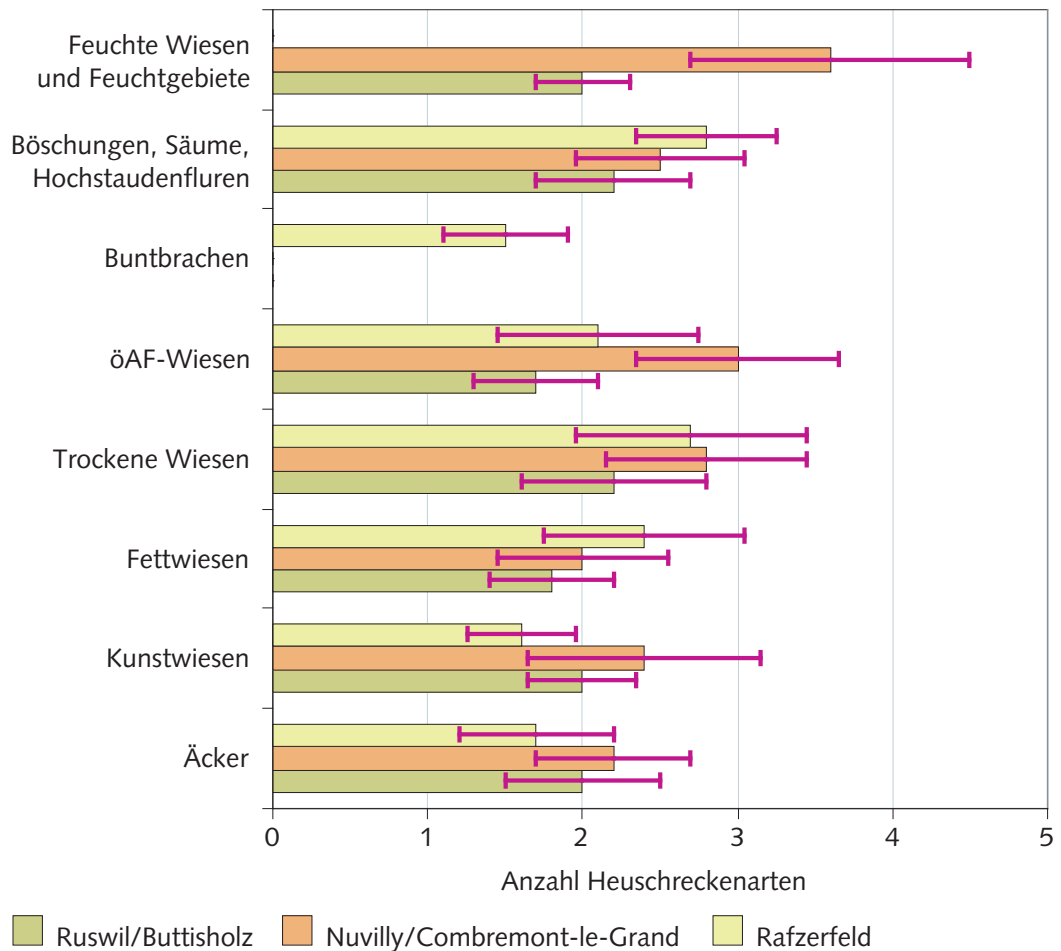


Abbildung 2: Flächenanteil der Biotoptypen. n = Total Anzahl Flächen. Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz.

Abbildung 3:  
Anzahl Heuschrecken-  
Arten in verschiede-  
nen Lebensraum-  
typen. Mittelwerte  
und Standard-  
abweichung.  
Ra = Rafzerfeld,  
Nu/Co = Nuvilly/  
Combremont-le-  
Grand,  
Ru/Bu = Ruswil/  
Buttisholz.



(ZH) wurden durchschnittlich 5 (maximal 9) Arten nachgewiesen (Peter und Walter 2001). Solche «Arten-Reservoir» kamen in den Fallstudiengebieten nicht vor.

### öAF-Wiesen: zumeist ungenügend und nicht besser als das übrige Dauergrasland

Die Extensiv oder Wenig intensiv genutzten öAF-Wiesen (Typ 1 und 4) hatten in Ruswil/Buttisholz und im Rafzerfeld tendenziell weniger Arten als das restliche Dauergrasland (Abb. 3). Knop *et al.* (Kap. 10) stellten in Ruswil/Buttisholz bei Feldaufnahmen im Jahr 2004 ebenfalls keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Anzahl Heuschrecken-Arten in öAF und anderen Wiesen fest. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die öAF-Wiesen in diesen beiden Fallstudiengebieten sich qualitativ als Heuschreckenlebensraum nicht besser eignen als das übrige Dauergrasland. In Nuvilly/Combremont-le-Grand hingegen kamen in den öAF, den Feuchtwiesen und den trockenen Wiesen signifikant mehr Arten vor als im übrigen Dauergrasland (Abb. 3) – dies obwohl dort der Anteil an öAF-Wiesen mit nur gerade 1 % am kleinsten ist. Diese Befunde sind im Vergleich zu Ruswil/Buttisholz durch eine generell extensivere Bewirtschaftung des Graslandes in Nuvilly/Combremont-le-Grand zu erklären (Datenbank Evaluation Agroscope FAL, unveröffentlicht). So beträgt die Anzahl Schnitte bei den öAF-Wiesen in Nuvilly/Combremont-le-Grand ein bis zwei pro Jahr, in Ruswil/Buttisholz zwei bis drei. Im Rafzerfeld ist die durchschnittliche Schnitthäufigkeit zwar nur geringfügig höher als in Nuvilly/Combremont, dafür ist der Anteil an Dauergrasland mit 12 % nur halb so gross wie in Nuvilly/Combremont-le-Grand. Entsprechend ist das Dauergrasland stark fragmentiert. Dadurch ist es für anspruchsvollere oder nicht flugfähige Arten wie die Roesels Beisschrecke schwieriger, die geeigneten Lebensräume zu finden.

**Tabelle 2. Korrelation zwischen der Dichte von drei in der Schweiz häufigen Heuschrecken-Arten und dem Lebensraum-Verbundswert nach Schüpbach *et al.* (2002)**

	<i>Chortippus parallelus</i>			<i>Chortippus bigutulus</i>			<i>Gomphocerippus rufus</i>		
	Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Ra	Nu/Co	Ru/Bu	Ra	Nu/Co	Ru/Bu
Kunstwiesen	-0,032	0,069*	0,161	-0,062*	0,254*	0,034	0,009	0,030	-0,025
Fettes Grasland	0,137*	0,239*	0,172*	0,095*	0,059	0,039	-0,027	0,030	0,048
Grasland mit Struktur	0,008	0,180	0,181*	0,053	0,284*	-0,002	0,049	0,074*	0,2*
Feuchte Wiesen und Weiden	---	0,059	0,065*	---	0,047	-0,006	---	-0,008	0,012
Trockene Wiesen und Weiden	0,123*	0,124*	0,104*	0,269*	0,051	-0,008	0,132*	-0,048	0,25*
öAF Wiesen	0,113*	0,228*	0,134*	0,073*	0,074*	0,017	0,171*	0,129*	0,053*
Buntbrachen	-0,020	---	---	-0,024	---	---	-0,023*	---	---
Alle öAF	0,077*	---	---	0,043	---	---	0,138*	---	---
Nicht öAF Dauergrasland	0,124*	0,215*	0,236*	0,155*	0,288*	0,053*	0,119*	0,044	0,076*
Dauergrasland	0,169*	0,246*	0,259*	0,193*	0,292*	0,06*	0,147*	0,047	0,068*
Naturnahe Flächen	0,087*	0,098*	0,049*	0,196*	0,060	-0,006	0,076*	0,149*	0,068*
<b>Alle Flächen</b>	<b>0,197*</b>	<b>0,184*</b>	<b>0,269*</b>	<b>0,171*</b>	<b>0,284*</b>	<b>0,06*</b>	<b>0,162*</b>	<b>0,291*</b>	<b>0,12*</b>

Ra = Rafzerfeld, Nu/Co = Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu = Ruswil/Buttisholz

\*  $p < 0.05$

## Buntbrachen – Kunstwiesen – Äcker

Buntbrachen kamen nur im Fallstudiengebiet Rafzerfeld vor. Mit ein bis drei Arten waren sie ähnlich artenarm wie die übrigen Ackerflächen. Inwieweit sich auf längerfristig angelegten Brachen mehr Heuschreckenarten etablieren können als auf Ackerflächen, müsste durch weitere Untersuchungen belegt werden. Ein Indiz, dass die Brachen mit zunehmendem Alter auch für seltene Heuschrecken interessanter werden, ist der Nachweis der Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) in einer Buntbrache. Diese Art ist flugfähig und legt ihre Eier an verschiedene Hochstauden. Andere Arten, die Eier an Stauden ablegen, konnten allerdings nicht beobachtet werden.

## Dauergrasland und öAF vernetzen

In den drei Fallstudiengebieten wurde die Bedeutung der Vernetzung von verschiedenen Lebensraumtypen für drei in der Schweiz weit verbreitete und häufige Heuschrecken-Arten nach Schüpbach *et al.* (2002) ermittelt (Tab. 2). Dazu wurden die kartierten Flächen mit einem 50 x 50 m Gitter überlagert und ein Verbundswert für jede Gitterzelle ermittelt. Für jede Gitterzelle wurden die Anteile der verschiedenen Biotoptypen errechnet und mit einem für jede Art spezifischen, lebensraumtypischen Wert multipliziert. Der lebensraumtypische Wert wurde nach dem Präferenzindex nach Duncan (1983) berechnet. Er entspricht dem Quotienten aus dem Anteil eines Lebensraums, in dem Heuschrecken einer bestimmten Art beobachtet wurden und dem Anteil, den dieser Lebensraum an der Fläche des gesamten Fallstudiengebietes ausmacht. Bevorzugte Typen von Lebensräumen erhalten einen hohen Wert. Die Präferenzindizes wurden aus den Daten der Arbeit von Peter und Walter (2001) ermittelt. Für den Verbundswert der einzelnen Zelle wurden die Werte aller anderen Zellen im Umkreis von 300 m durch die Distanz dividiert und addiert. Zudem wurde die geschätzte Dichte der Heuschrecken pro Art in den einzelnen Gitterzellen addiert. Zwischen dem

Verbundwert pro Lebensraumtyp und der Dichte der Heuschrecken wurden Korrelationen berechnet (Tab. 2).

Die Dichte der drei Arten und der Verbund von Dauergrasland waren in den drei Fallstudiengebieten signifikant positiv korreliert – einzig für die Rote Keulenschrecke (*Gomphocerippus rufus*) in Nuville/Combremont-le-Grand konnte die Signifikanz nicht erreicht werden. Für öAF-Wiesen gilt dasselbe, wobei hier für den Nachtigall-Grashüpfer (*Chorthippus biguttulus*) in Ruswil/Buttisholz keine Signifikanz vorliegt. Die Verbundwerte der Nicht-öAF-Dauergraslandflächen waren in der Regel ebenfalls positiv mit den Heuschreckendichten korreliert. Weniger einheitlich ist diesbezüglich die Bedeutung der Kunstwiesen. Für den Gemeinen Grashüpfer (*Charthippus parallelus*) scheinen die Kunstwiesen durchaus als verbindendes Element von ähnlicher Bedeutung zu sein wie das übrige Grasland. Bei *C. biguttulus* ist die Korrelation zur Dichte je einmal signifikant negativ und positiv und einmal nicht signifikant. Für den bereits etwas anspruchsvolleren *G. rufus* stellen die Kunstwiesen ebenso wie die intensiv genutzten Fettwiesen in allen Fallstudiengebieten kein wesentliches Verbundelement mehr dar.

Generell ist daraus abzuleiten, dass Dauergrasland und zum Teil auch Kunstwiesen für in der Schweiz häufige und verbreitete Heuschreckenarten wie *C. parallelus* und *C. biguttulus* Lebensraum-Verbundelemente darstellen. Bereits für den etwas weniger nutzungsstoleranten *G. rufus* sind jedoch nur noch die öAF und andere extensiv genutzte Dauergraslandflächen bedeutende Vernetzungselemente.

### Haben die Heuschrecken in der Schweiz von den öAF profitiert?

Die Ergebnisse der drei Fallstudiengebiete zeigen in Bezug auf die Heuschreckenfauna ein tristes Bild. Die Fallstudiengebiete und vor allem die einzelnen Flächen sind sehr artenarm. Die öAF unterscheiden sich kaum von den übrigen Flächen. Die Ergebnisse dürften für die Situation in vielen intensiv genutzten Gebieten des Mittellandes, wo kaum noch Reservoire von seltenen und gefährdeten Arten vorkommen, repräsentativ sein. Ein Vergleich mit der Situation vor Einführung der öAF ist jedoch schwierig, da in den Fallstudiengebieten die Heuschrecken Anfang der 1990er Jahre nicht untersucht worden waren. Entsprechend sind die Ergebnisse mit Vorsicht zu interpretieren. Dennoch kann angenommen werden, dass zumindest in den letzten zehn Jahren auf diesem tiefen Niveau keine weitere Verschlechterung eingetreten ist. Ein Erfolg, bei welchem auch etwas anspruchsvollere Arten ihr Areal ausdehnen können, ist jedoch in den Fallstudiengebieten noch nicht eingetreten. Dass Erfolge aber durchaus möglich sind, zeigen die Studien von Peter und Walter (2001) in der Gemeinde Schönenberg (ZH) und von Hunziker (2001) in Glattfelden (ZH). In beiden Gemeinden bilden artenreiche Naturschutzgebiete Reservoire, aus welchen sich auch seltene und gefährdete Heuschreckenarten in die öAF ausbreiten konnten. Dabei wurde bei einem Zeitvergleich zwischen den Jahren 1990 und 2000 eine stärkere Ausbreitung der Heuschreckenarten in die öAF festgestellt als in die übrigen Dauergraslandflächen. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Graf *et al.* (1999) bei Grünlandextensivierungen im Wauwilener Moos. Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass in artenarmen Gebieten vordringlich die Wiederherstellung und Ausdehnung solcher Reservoire, wie sie Naturschutzgebiete darstellen, anzustreben sind. Zudem sollten öAF vorzugsweise an Reservoirflächen angrenzend angelegt werden, was im Rahmen der Ökoqualitätsverordnung in Vernetzungsprojekten möglich ist (Walter *et al.* 2004).

Zur Wirkung der öAF auf Heuschrecken im Alpenraum liegen zurzeit noch unpublizierte Ergebnisse aus dem NFP 48 vor. Kampmann *et al.* (in Vorb.) stellen keinen klaren Unterschied zwischen öAF und dem Kulturland fest. In den Berggebieten bestehen vielerorts angrenzend an intensiv genutzte Flächen solche mit der oben beschriebenen Reservoir-Funktion. Entsprechend können viele Heuschrecken-Arten auch in die intensiver genutzten Flächen einwandern und diese zumindest als Adulttiere nutzen. Es ist jedoch mangels Zeitvergleich



in dieser Studie nicht möglich, einen Effekt der öAF auf die Heuschrecken abzuschätzen. Hohl *et al.* (2005) konnten in Grindelwald bei einem Zeitvergleich von 1981 bis 1983 und 2002/2003 auf 20 Flächen keine signifikante Verarmung der Heuschrecken-Fauna feststellen. Aufgrund der unzureichenden Datenlage von 1981 bis 1983 konnte eine Wirkung der öAF aber auch in dieser Studie nicht untersucht werden. Beide Studien lassen jedoch vermuten, dass die öAF im Berggebiet keine wesentliche Änderung der Heuschrecken-Fauna bewirkt haben, aber vielerorts zu einer Stabilisierung auf einem wesentlich artenreicheren Niveau beitragen, als dies in den Fallstudiengebieten der Fall ist. Dennoch ist auch im Berggebiet zu beachten, dass öAF vorzugsweise und vermehrt auf artenreichen oder daran angrenzenden Flächen oder auf Flächen, die sonst vergangen würden, angelegt werden.

## Literatur

- Bellmann H., 1985. Heuschrecken, beobachten, bestimmen. Neumann-Neudamm Melsungen. 216 S.
- Detzel P., 1992. Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. In: Trautner J. (Hrsg.), Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Verlag Josef Marggraf, 189–194.
- Detzel P., 1998. Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer. 580 S.
- Duncan P., 1983. Determinants of the use of habitat by horses in a mediterranean wetland. *Journal of Animal Ecology* 1983, 52 British Ecological Society, 93–109.
- Fricke M. und Von Nordheim H., 1992. Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) in der oker-Aue (Niedersachsen) sowie Bewirtschaftungsempfehlungen aus Naturschutzsicht. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 4 (1), 59–89.
- Graf R., Hertach T. und Rösli T., 1999. Auswirkungen einer Grünlandextensivierung auf Laufkäfer Carabidae und Heuschrecken Orthoptera. *Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern* 36, 245–257.
- Hohl M., Jeanneret P., Walter T., Lüscher A. und Gigon A., 2005. Spatial and temporal variation of grasshopper assemblages recorded in 1981–83 and 2002–03 in Grindelwald, Northern Swiss Alps. *Grassland Science in Europe* 16, 124–127.
- Hunziker M., 2001. Grasshoppers and bush-cricket in an agricultural landscape: the effect of ecological compensation areas and nature reserves. Diplomarbeit Universität Zürich. 28 S.
- Ingrisch S. und Köhler G., 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. *Westrapp Wissenschaften, Die Neue Brehm-Bücherei* Bd. 629. 460 S.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret P., Konold W., Lüscher A., Peter M., Walter T. und Wildi O., in Vorb. Impacts of regional farming systems, tourism and land-use intensity: an integrated approach for explaining grassland biodiversity in the Swiss Alps.
- Nadig A. und Thorens P., 1994. *Rote Liste* der gefährdeten Heuschrecken der Schweiz. In: Duelli P. (Hrsg.) *Rote Liste* der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, 66–68.
- Peter B. und Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen ökologische Ausgleichsflächen. *Agrarforschung* 8 (11–12), 452–457.
- Schneider K. und Walter T., 2001. Fauna artenreicher Wiesen: Zielarten, Potenzial und Realität am Beispiel der Tagfalter und Heuschrecken. *Schriftenreihe der FAL* 39, 34–44.
- Schüpbach B., Hunziker M., Peter B., Wolf M., Zobrist K., Herzog F. und Walter T., 2002. Vergleich und Test von drei Verbundmodellen am Beispiel der Heuschreckenart *Chorthippus parallelus* in drei Fallstudiengebieten. In: Strobel J., Blaschke T. und Griesebner G. (Hrsg.), *Beitrag zum AGIT-Symposium Salzburg 2002*. Wichman Verlag Heidelberg, 495–500.
- Thorens P. und Nadig A., 1997. *Atlas de distribution des Orthoptères en Suisse*. CSCF. 236 S.
- Walter T., Hunziker M., Peter B. und Ward P., 2004. Threatened grasshopper species profit from ecological compensation areas. *Grassland Sciences in Europe* 9, 234–236.

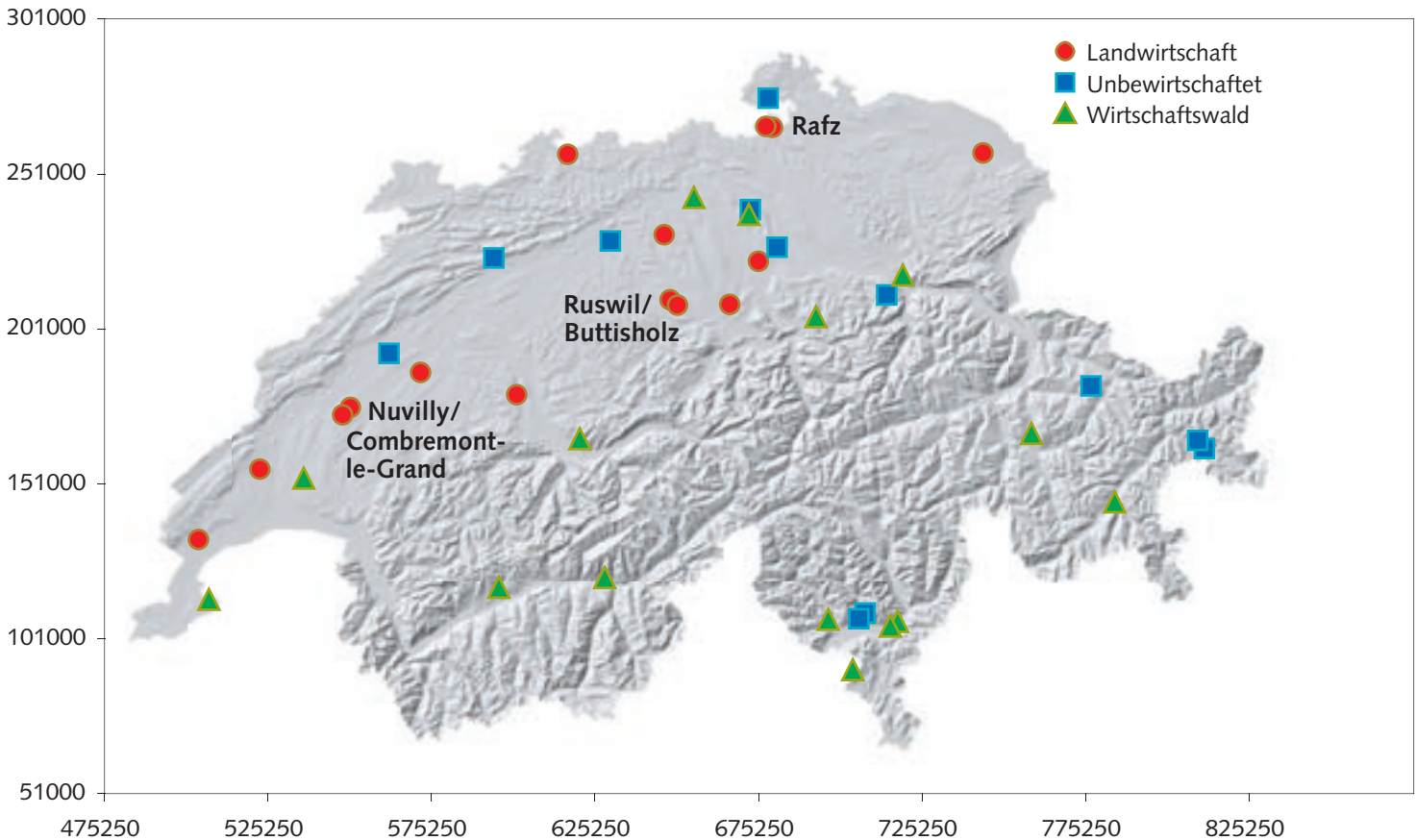


Abbildung 1:  
Die 42 Fallenstandorte  
der RBA-Aufnahmen  
in der Schweiz. Jeweils  
zwei Fallenstandorte  
befinden sich in den  
drei angeschriebenen  
Fallstudiengebieten.

## 6.6 Eine preiswerte Methode zur Abschätzung der lokalen Artenvielfalt der mobilen Arthropodenfauna: «Rapid biodiversity assessment» (RBA)

Peter Duelli und Martin K. Obrist

Mit dem Index des «Rapid biodiversity assessment» (RBA) kann festgestellt werden, ob sich die durchschnittliche Artenzahl der Insekten und Spinnen in Landwirtschaftsflächen anders entwickelt als in unbewirtschafteten Gebieten und im Wirtschaftswald. Vier Jahre und 15 Fallenstandorte im Landwirtschaftsgebiet reichen allerdings noch nicht für gesicherte Trendaussagen aus. Die Prognose scheint aber für die Landwirtschaftsflächen positiver auszufallen als für den Wald und unbewirtschaftete Flächen.

In Anbetracht der Vielfalt der Zielvorstellungen und Nutzniesser der Biodiversität leuchtet es ein, dass nicht ein einzelner Indikator «die» Biodiversität beschreiben kann. Und doch hat sich in der Praxis ein Mass für die Biodiversität durchgesetzt: die Artenvielfalt (bzw. die Anzahl Arten). Der Vorteil der Artenzahl liegt darin, dass die «Währung» klar definiert (Claridge *et al.* 1997) und relativ einfach zu quantifizieren ist. Zudem ist sie zumindest intuitiv gut mit anderen, weniger präzise messbaren Qualitäten der Biodiversität korreliert (z.B. Prozessvielfalt, Strukturvielfalt, Biotopvielfalt).

Im Naturschutz sind nicht alle Arten gleich viel «wert»: Je seltener und gefährdeter eine Art, desto höher wird sie bewertet. Daher eignen sich reine Artenzahlen weniger für Naturschutzanliegen. Sobald aber ökologische Werthaltungen im Vordergrund stehen, zum Bei-

Peter Duelli und  
Martin K. Obrist,  
Eidg. Forschungs-  
anstalt WSL,  
CH-8903 Birmens-  
dorf ZH

spiel in der Land- und Forstwirtschaft, gibt es gute Gründe, die Artenzahl als solche mittels geeigneter Indikatoren zu erfassen. Da wir im Voraus nicht sicher sein können, welche Arten in der Zukunft für die erwünschten Ökosystemleistungen wichtig sein werden, sollten im Hinblick auf die Stabilität bei Biotopbewertungen möglichst alle mit standardisierten Methoden erfassbaren Arten berücksichtigt werden.

### **Morphospezies statt Artbestimmung**

Die besten Monitoring-Daten beruhen zweifellos auf Artbestimmungen. Der Nachteil von Artbestimmungen ist aber, dass der Aufwand bei Monitoring-Programmen mit dem Anspruch der Repräsentativität auf nationalem oder internationalem Niveau so hoch ist, dass die Erhebungen in der Praxis nur auf ganz wenige Organismengruppen beschränkt bleiben. Damit ist die Repräsentativität für die Biodiversität aber nicht mehr gegeben. Bei keinem der bisherigen regionalen, nationalen oder internationalen Monitoring-Programme wurde je getestet, wie gut die ausgewählten Indikatoren mit der tatsächlichen Artenvielfalt eines Lebensraumes korrelieren.

Es stellt sich deshalb die Frage, wie sich das taxonomische Spektrum erweitern lässt, ohne astronomische Kosten zu erzeugen. Eine Möglichkeit ist der Verzicht auf Artbestimmungen, die einen grossen Teil der Kosten ausmachen. In Australien, wo viele Insekten und andere Invertebraten noch gar keine wissenschaftlichen Namen haben, wurde eine Methode entwickelt, bei der die Fänge nach gleich aussehenden Tieren (sogenannte Morphospezies) sortiert und gezählt werden (Oliver und Beattie 1996). Damit kommt man in Untersuchungen, bei denen letztlich doch nur die Artenzahlen kommuniziert werden, ohne wissenschaftliche Artnamen aus. Der Kompromiss ist ein Verzicht auf die Möglichkeit, die Artenlisten und damit die Artenzahlen mehrerer Flächen zu kumulieren. Auch fällt die naturschutzspezifische Wertung in Form einer Priorisierung von seltenen und gefährdeten Arten weg. Dafür können mit den Zahlen der Morphospezies viel grössere taxonomische Spektren erfasst werden.

Im Projekt «Rapid biodiversity assessment» (RBA) haben wir die australische Methode für die Situation in der Schweiz angepasst und optimiert. Zudem wurde getestet, wie gut die Trends der durchschnittlichen lokalen Artenvielfalt der Arthropoden mit dem RBA-Index dargestellt werden können. Wir liefern damit auch eine jährlich erhobene Eichkurve für die auf dem Artniveau viel detaillierteren Erhebungen aus dem Evaluationsprojekt der Agroscope FAL Reckenholz.

## **Material und Methoden**

### **Fallenstandorte**

Die Wahl der Fallenstandorte war nicht zufällig oder stratifiziert, sondern wurde durch die Wünsche der Geldgeber bestimmt. Das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) wünschte, dass die 15 Landwirtschaftsflächen möglichst gut mit den Untersuchungsgebieten des Projektes «Evaluation Ökomassnahmen» von Agroscope FAL Reckenholz übereinstimmen. Sechs Standorte (je zwei) befinden sich auf den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld (ZH), Nuilly/Combremont-le-Grand (FR/VD) und Ruswil/Buttisholz (LU), die restlichen neun Fallenstandorte liegen in Gemeinden, die ebenfalls in die Erfolgskontrolle integriert sind (Kap. 4). Die Landwirtschafts-Standorte liegen alle im Mittelland, vom Bodensee bis zum Genfersee (Abb. 1).

Auf Wunsch der Forstdirektion stehen die Fallen der 15 Waldstandorte vor allem auf den über die ganze Schweiz verteilten Flächen des Projekts «Langfristige Waldökosystemforschung Schweiz» (LWF) des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) sowie der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Die von der Forstdirektion und der Abteilung Natur und Landschaft des BUWAL finanzierten zwölf «Wildnis»-Flächen bestehen zur Hälfte aus zurzeit unbewirtschafteten Wäldern, wobei



diese zum Teil noch bis vor wenigen Jahrzehnten bewirtschaftet wurden. Heute sind es Naturwaldreservate oder sie liegen in Schutzgebieten. Auch die unbewirtschafteten Offenlandflächen liegen in Naturschutzgebieten oder auf hochalpinen Rasen.

### Entwicklung der Methoden

Die Arthropoden machen den grössten Teil der Artenvielfalt der Erde aus. Auch national, regional und lokal sind sie jeweils die artenreichste Organismengruppe. In einem Pilotprojekt wurde 1999 zunächst getestet, welche Fallenkombination die Artenvielfalt der Arthropoden am repräsentativsten erfasst. Aus über 20-jährigen standardisierten Fängen (vor allem in Landwirtschaftsgebieten) konnten wir feststellen, dass eine Kombination von Flugfallen und Bodenfallen das beste Verhältnis von Aufwand (Anzahl Fallen, Anzahl Fangwochen) zu Ertrag (Artenvielfalt) ergibt (Duelli *et al.* 1999). Die Flugfalle besteht aus einer Kombination einer Fensterfalle (gekreuztes Plexiglas für Unabhängigkeit von der Windrichtung) mit einer Gelbschale (Anlockung von Blütenbesuchern). Abbildung 2 zeigt einen Fallenstandort, bestehend aus einer Kombifalle (für fliegende Insekten) und einer Bodenfalle (Trichterfalle mit 15 cm Durchmesser) für bodenlebende Arthropoden.



Abbildung 2:  
Kombifalle (Fensterfalle und Gelbschale kombiniert) und Bodenfalle (bzw. Trichterfalle) bilden einen Fallenstandort (Foto: Regula Gyga).

Die beste Fangperiode wurde ermittelt, indem aus früheren Projekten, bei denen während der ganzen Vegetationsperiode standardisiert gesammelt worden war, nachträglich die besten Fangwochen ausgesucht wurden. Dabei wurde eruiert, bei welcher siebenwöchigen Fangperiode der höchste Prozentsatz an Arten relativ zum Ganzjahresfang gefunden worden wäre. Eine Optimierungsroutine wählte dabei die jeweils vier Wochenfänge mit der höchsten Individuenzahl aus einer siebenwöchigen Fangperiode, um den Bestimmungsaufwand zu reduzieren und trotzdem ein saisonal breites Spektrum an Arten zu erfassen. Durch das Ausscheiden von drei der sieben Wochenfänge kann zudem der Einfluss witterungsbedingter Flauten minimiert werden. In früheren Projekten hatten wir festgestellt, dass die optimalen Fangperioden je nach Meereshöhe, Fangmethode und Tiergruppe variieren (Duelli *et al.* 1999). Aus finanziellen und ökologischen Überlegungen ist es aber sinnvoller, alle Standorte zur gleichen Zeit zu besammeln, und damit Fahrzeiten zu minimieren.

Aufgrund der bisherigen Projekte, bei denen für eine grössere Anzahl Gruppen die Fänge der ganzen Vegetationsperiode auf die Art bestimmt worden waren, können wir nachträglich feststellen, dass wir mit den vier Wochenfängen etwa 43% der Artenzahlen der Jahresfänge erfassen konnten. Die pro Fallenstandort ermittelten Artenzahlen für die vier optimalen Wochen korrelieren mit einem Bestimmtheitsmass von  $R^2 = 0,95$  sehr gut mit den Jahresfängen.

Die durchschnittlichen Artenzahlen der siebenwöchigen Fangperioden schwanken von Mitte Mai bis Anfang August nur um 1 bis 2%. Das bedeutet, dass die Wahl des Beginns der Fangperiode in dieser Zeit nicht kritisch ist. Im Jahr 2000 wurden die Fallen in der Woche 25 scharf gestellt, in den folgenden Jahren bereits in Woche 24.

### Laborarbeit

Aus den sieben Wochenfängen eines Standortes werden – getrennt für Flug- und Bodenfalle – vier Wochenfänge ausgewählt: die erste und die letzte Fangwoche sowie aus den fünf restlichen Wochenfängen die beiden vollsten Gläser. Dabei wird darauf geachtet, dass die hohe Individuenzahl nicht von einzelnen in Massen auftretenden Arten verursacht wird. Dann werden die vier Wochenfänge der beiden Fallentypen zu einem Glas vereint. Nur dieses eine Glas pro Standort und Jahr wird weiter verarbeitet.

Entomologisch versierte, aber nicht spezialisierte Fachleute sortieren das Material zunächst in 14 taxonomische Gruppen (Tab. 1). Dann werden diese in Morphospezies aufgeteilt, das heisst in Gruppen identisch aussehender Individuen. Die Anzahl Morphospezies pro taxonomische Gruppe wird notiert; dann werden diese Zahlen zusammengezählt. Das Resultat für einen Fallenstandort und ein Jahr besteht somit aus einer Gesamtzahl, dem RBA-Index sowie den Zahlen für die 14 unterteilten Gruppen. Das Material wird pro Gruppe separat aufbewahrt, um eine eventuelle spätere Bestimmung durch Spezialisten zu erleichtern.

**Tabelle 1. Liste der separat ausgezählten Gruppen. Die Anzahl Morphospezies wurde über vier Jahre und 42 Standorte gemittelt**

Gruppe	Anzahl Morphospezies	Prozentsatz
Arachnoidea	20	8,1%
Carabidae	10	4,0%
Cerambycidae	3	1,2%
Buprestidae	1	0,4%
Alle anderen Coleoptera	51	20,6%
Lepidoptera	18	7,3%
Neuroptera/Mecoptera/Raphidioptera	2	0,8%
Hymenoptera aculeata	22	8,9%
Alle anderen Hymenoptera	81	32,8%
Heteroptera	11	4,5%
Homoptera	15	6,1%
Thysanoptera	5	2,0%
Psocoptera	3	1,2%
Übrige Taxa	7	2,8%
<b>Total</b>	<b>249</b>	<b>100%</b>

Nicht gezählt wurden Diptera, Collembola und juvenile Spinnen (insgesamt ca. 60% der Fänge), Würmer, Schnecken, Wirbeltiere (< 1 % der Fänge).

### Kosten

Nach vier Jahren lassen sich die Kosten pro Fallenstandort und Jahr wie folgt berechnen: Das Sortieren und Bestimmen der Morphospezies erfordert im Durchschnitt 16,5 Std. (CHF 1'155.-). Die Feldarbeit wird geprägt durch die Anfahrtswege. Das eigentliche Leeren der Fallen und die Verarbeitung der Rohfänge im Labor bis zum Versand an die Fachleute braucht pro Falle inklusive Auf- und Abbau etwa fünf Stunden (CHF 350.-) pro Jahr. Dabei gehen wir von mindestens 40 Fallenstandorten aus. Auch die Anfahrtszeiten pro Standort sinken mit zunehmender Dichte der Fallen. Für unsere 42 Fallenstandorte ergaben sich für jeweils 8 Anfahrten (inkl. Fussweg) durchschnittlich 700 km Fahrspesen (CHF 420.-) und 18 Stunden Arbeitszeit (CHF 1'260.-).

Die Herstellung eines Fallenstandortes, der eine Funktionsdauer von etwa vier Jahren hat, kostet für das Material CHF 70.- und für die Arbeit CHF 110.-, was jährlich mit CHF 45.- zu Buche schlägt. Somit kostet das Betreiben einer RBA-Falle insgesamt CHF 3'230.- pro Jahr. Lokale Hilfskräfte beim Leeren der Fallen sind finanziell und ökologisch sinnvoll.

## Ergebnisse und Diskussion

### Gute Korrelation der Morphospezies-Zahlen mit den tatsächlichen Artenzahlen

Um zu klären, wie gut die von nicht spezialisierten Fachleuten geschätzten Artenzahlen (Anzahl Morphospezies) mit den tatsächlich erfassten Artenzahlen übereinstimmen, liessen



wir alle auf dem Niveau «Morphospezies» bestimmten Fänge der 42 Fallenstandorte des Jahres 2000 von Expertinnen und Experten im Nachhinein auf die Art bestimmen.

Abbildung 3 zeigt, dass die geschätzten und bestimmten Artenzahlen sehr gut übereinstimmen. Oft werden wohl sehr ähnliche Arten verwechselt, andererseits können Larvalstadien oder die beiden Geschlechter einer Art als zwei Arten gezählt werden. Insgesamt scheinen sich diese Fehler recht gut aufzuheben. In Abbildung 3 fällt auf, dass bei kleinen Proben (mit wenigen Arten) die Artenzahl eher überschätzt wird, bei grösseren Artenzahlen aber eher unterschätzt. Die Erklärung ist naheliegend: Je mehr Arten in einer Probe vorliegen, desto grösser ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich zwei Arten sehr ähnlich sind und als nur eine Art gezählt werden.

Abbildung 3:  
Korrelation der Anzahl Morphospezies und Anzahl der bestimmten Arten. Eingeschlossen sind für beide Achsen folgende Gruppen: Arachnoidea, Coleoptera, Hymenoptera aculeata, Heteroptera, Homoptera, Neuroptera, Raphidioptera, Mecoptera, Psocoptera, Thysanoptera.

### Trends der Periode 2000–03

Für die Periode 2000-03 liegen alle RBA-Daten der 42 Fallenstandorte vor. Mit vier Jahresmessungen ist es wohl etwas verfrüht, von Trends zu sprechen, aber die Daten zeigen bereits deutlich die Möglichkeiten und Grenzen für zukünftige Aussagen und Prognosen mit Hilfe der RBA-Indikatoren.

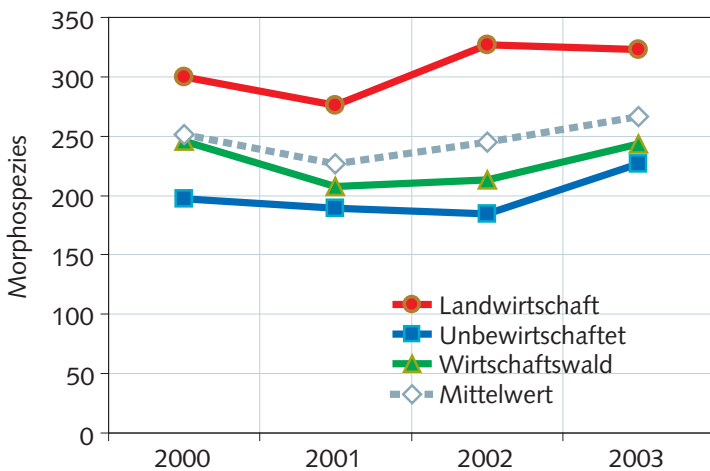
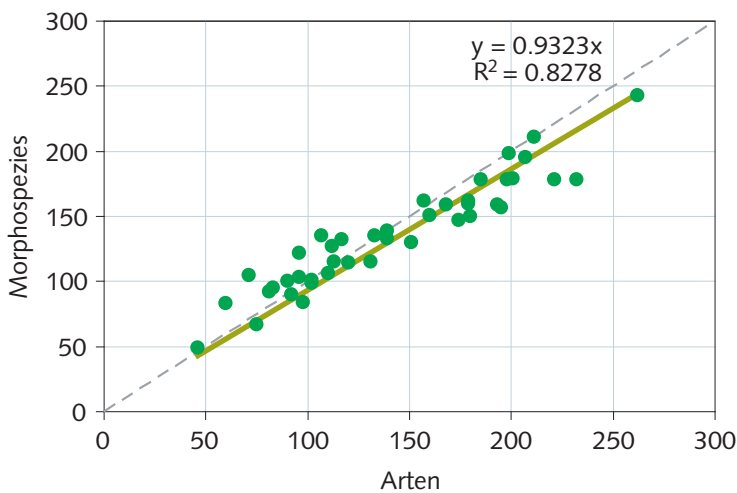


Abbildung 4:  
RBA-Trends der Jahre 2000 bis 2003 für die durchschnittlichen RBA-Werte im Landwirtschaftsgebiet, im Wirtschaftswald und auf unbewirtschafteten Flächen. Die graue Linie zeigt den Mittelwert aller 42 Fallenstandorte.

Bewirtschaftungsformen, gefolgt von einem Anstieg (vor allem in der Landwirtschaft). Generelle jährliche Schwankungen des RBA-Indexes lassen sich als Folgen von klimatischen Ereignissen interpretieren. Extremereignisse wie der «Jahrhundertsommer» 2003 mit hohen Hitzewerten und grosser Trockenheit erleichtern die Interpretation: Während die Hitze die RBA-Werte in höheren Lagen, in Feuchtgebieten und Wäldern in die Höhe trieb, litten die Tiere in den Landwirtschaftsflächen offenbar unter der Trockenheit.

In den 15 Landwirtschaftsflächen wirken sich natürlich auch individuelle Wechsel in den Fruchtfolgen oder in der Bewirtschaftung der benachbarten Flächen auf die RBA-Werte aus.

In Abbildung 4 sind die jährlichen Durchschnittswerte für alle 42 Standorte zusammen aufgeführt (Mittelwert: RBA-Index) sowie die Trends für die Bewirtschaftungsformen «Landwirtschaft», «Wirtschaftswald» und «Unbewirtschaftet». Die Annahme ist, dass die Veränderungen auf den unbewirtschafteten Flächen («Wildnis») durch natürliche oder grossräumig durch den Menschen verursachte Veränderungen erzeugt werden. Die «Wildnis»-Kurve dient also quasi als Kontrolle für das Bewerten der durch Bewirtschaftungsänderungen in Land- und Forstwirtschaft erzeugten Effekte auf die Biodiversität.

Der RBA-Index ist ein relatives Mass für die lokale Artenvielfalt (Alpha-Diversität). Wichtig ist die Veränderung mit der Zeit und nicht der direkte Vergleich zwischen den Bewirtschaftungsformen. Da im Wald die gleiche Fallenanordnung steht wie im Offenland, also keine Tiere des Kronenraumes erfasst werden, erfassen die RBA-Werte im Wald nur einen Teil der Waldfauna. Unbewirtschaftete Probestellen liegen durchschnittlich höher über Meer als bewirtschaftete, was bei Wirbellosen niedrigere Artenzahlen bedeutet.

Die Abbildung 4 zeigt einen deutlichen Abfall zwischen den Jahren 2000 und 2001 für alle drei

Oft ist nachträglich schwer zu erklären, warum ein Standort ausgesichert ist. So zeigen die beiden Fallenstandorte im Rafzerfeld (Ackerbau) im Jahr 2003 einen steilen Anstieg (Abb. 5), während die beiden Standorte in den Fallstudiengebieten Ruswil/Buttisholz (Grasland) und Nuvilly/Combremont-le-Grand (Ackerbau und Grasland gemischt) dem schweizerischen Durchschnitt der Landwirtschaftsflächen entsprechen.

Aus den bisherigen Auswertungen wird klar, dass für national oder regional repräsentative Aussagen oder für das Aufdecken von Kausalzusammenhängen wesentlich mehr als 42 Fallenstandorte benötigt werden.

Da 14 verschiedene Tiergruppen separat ausgezählt werden, lassen sich Trends für einzelne Taxa (z.B. Laufkäfer, Abb. 6) oder für funktionelle Gruppen (z.B. Herbivoren, Räuber und Parasitoiden, Bestäuber; Abb. 7) darstellen. Dabei zeigte sich tendenziell (für statistische Sicherheit reicht die Datenmenge nicht aus), dass der Hitzesommer in der Landwirtschaft den potenziellen Nützlingen (Karnivoren) mehr zusetzte als den potenziellen Schädlingen (Herbivoren).

### Schlussfolgerungen

Die bisherigen Resultate aus dem RBA-Projekt (2000–03) zeigen, dass sich eine gezielte Auswahl von Arthropodengruppen sehr gut eignet, um als Biodiversitätsindikator (lineares Korrelat) kurz- und langfristige Trends in der lokalen Artenvielfalt zu erfassen. Da die Arten nicht bestimmt werden müssen, sondern nur als Morphospezies gezählt werden, ist der RBA-Index ein äusserst preiswerter Indikator, da er in kurzer Zeit ein vergleichsweise breites Artenspektrum relativ zuverlässig abdeckt. Durch die fehlende Artidentifikation ergeben sich allerdings Einschränkungen: Alle Arten erhalten denselben «Wert». Eine Priorisierung seltener oder gefährdeter Arten ist nicht möglich, ebenso wenig ein qualitativer Vergleich oder eine Kumulation von Artenlisten (Beta- oder Gamma-Diversität). Qualitative Bewertungen auf dem Artniveau (z.B. im Naturschutzbereich) erfordern auch in Zukunft Artbestimmungen. Stehen Artenzahlen aber als Indikatoren für Artenvielfalt an sich (Alpha-Diversität) oder als Indikatoren für ökologische Resilienz (Duelli und Obrist

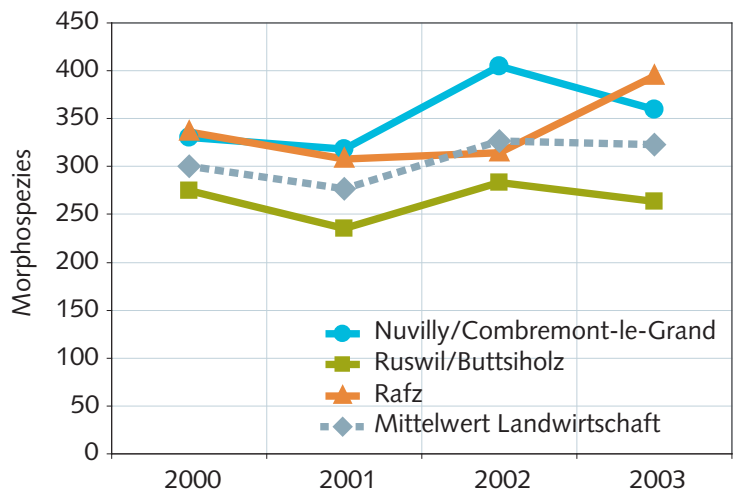


Abbildung 5: Verlauf der Artenvielfalt in den Fallstudiengebieten (jeweils zwei gemittelt) im Vergleich zum Trend aller Landwirtschaftsflächen im Mittelland.

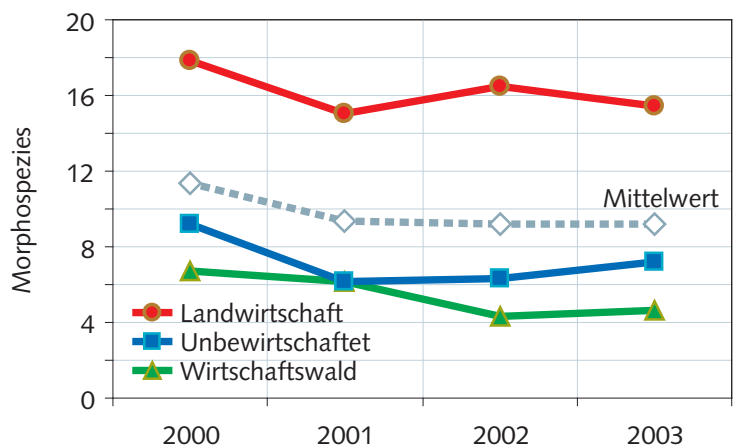


Abbildung 6: Durchschnittliche Vielfalt der Laufkäfer in den drei Lebensraumtypen (grau: gemittelt über alle 42 Standorte).

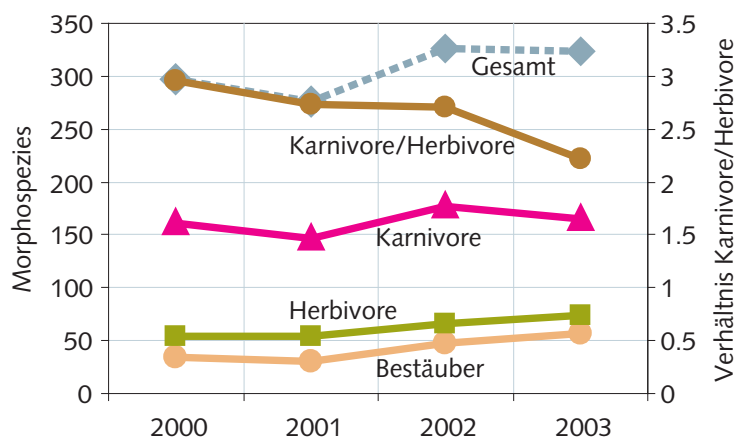


Abbildung 7: Trends für bestimmte funktionelle Gruppen (Ökosystemleistungen). Familien und Ordnungen wurden pauschal bewertet: Alle Laufkäfer (Carabidae) und Spinnen (Arachnoidea) werden als Räuber (Karnivoren) eingestuft, alle Falter (Lepidoptera), Bockkäfer (Cerambycidae), Pflanzenläuse und Thripse als Pflanzenfresser (Herbivoren), die Falter zudem als Bestäuber. Gemischte Taxa (restliche Käfer, Wanzen) wurden nicht berücksichtigt. Die Skala rechts zeigt das Verhältnis von potenziellen Nützlingen (Karnivoren) zu potenziellen Schädlingen (Herbivoren).

2003), reicht ein RBA-Index durchaus. Der RBA-Index ersetzt teure Artenlisten überall dort, wo letztlich doch nur die Artenzahl verwendet wird.

Der RBA-Index erfasst vor allem mobile Organismen und integriert damit auch temporäre Habitatnutzungen und die Habitatqualität benachbarter Lebensräume. Er ergänzt andere Indizes ideal, wenn diese vor allem Pflanzen und wenig mobile Tiere erfassen (z.B. Biodiversitätsmonitoring Schweiz: Indikator Z9). Für kurzfristige Änderungen in der Habitatqualität (3–5 Jahre) haben sich Arthropoden als bessere Indikatoren erwiesen als Pflanzen (Perner und Malt 2003). Durch die jährlichen Aufnahmen der Artenvielfalt an identischen Standorten ergibt sich mit dem RBA-Index zudem eine Eichkurve für andere, kurzfristigere Projekte oder für langfristige Monitoringprogramme, welche die Artenvielfalt nur alle paar Jahre an derselben Stelle aufnehmen (Weber *et al.* 2004).

### Literatur

- Claridge M.-F., Dawah H.-A. und Wilson M.-R., 1997. Species: the units of biodiversity. London, Chapman & Hall. 439 S.
- Duelli P. und Obrist M.-K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98(1-3), 87-98.
- Duelli P., Obrist M.-K. und Schmatz D.-R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 33-64.
- Oliver I. und Beattie A.-J., 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10, 99-109.
- Perner J. und Malt S., 2003. Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98(1-3), 169-181.
- Weber D., Hintermann U. und Zangger A., 2004. Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography* 13(2), 97-104.





## 7 Evaluation der Wirksamkeit ökologischer Ausgleichsflächen anhand der Brutvögel

Simon Birrer, Lukas Kohli, Martin Spiess und Felix Herzog

Um den Einfluss ökologischer Ausgleichsflächen auf Kulturlandvögel aufzuzeigen, haben wir für 37 Arten Bestandstrends für die gesamte Schweiz erstellt. Zudem haben wir die Verteilung und Revierdichte der Kulturlandvögel in Abhängigkeit von den naturnahen Landschaftselementen und ökologischen Ausgleichsflächen in 23 Untersuchungsgebieten im Mittelland verglichen. Die typischen Kulturlandvogelarten zeigten in der Schweiz zwischen 1990 und 2003 keine einheitliche Bestandszunahme, wie aufgrund des ökologischen Ausgleiches erhofft wurde. Von den 16 gefährdeten Arten nahmen drei Arten zu, fünf hingegen nahmen ab. Die häufigen Arten haben sich auf tiefem Niveau tendenziell eher positiv entwickelt. In den Untersuchungsgebieten im Mittelland fehlten seltene Arten weitgehend. Sowohl die Artenzahl pro Gebiet als auch die Revierdichten waren bei diesen Arten gering. Ökologische Ausgleichsflächen beeinflussen aber messbar die Revierdichte und Verteilung einiger Arten. Fallbeispiele zeigen, dass die Vogelbestände in Regionen mit speziell vielen und qualitativ hochwertigen ökologischen Ausgleichsflächen innerhalb kurzer Zeit zunehmen können. Die Förderung der typischen Kulturlandvögel ist demnach mit ökologischen Ausgleichsflächen möglich. Aufgrund der ungenügenden Qualität vieler dieser Flächen war ihr Einfluss auf die Vogelbestände der Schweiz aber bisher gering.

Die Schweizerische Vogelwarte Sempach übernahm die Aufgabe, im Rahmen des Projektes «Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme 94-05» die Auswirkungen

*Abbildung 1:*  
Die Dorngrasmücke ist eine der wenigen gefährdeten Kulturlandarten mit einer positiven Bestandsentwicklung. Sie profitiert vor allem von Buntbrachen (Foto: Alfred Limbrunner).

Simon Birrer,  
Lukas Kohli und  
Martin Spiess,  
Schweizerische  
Vogelwarte,  
CH-6204 Sempach  
Felix Herzog,  
Agroscope  
FAL Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) auf ausgewählte Brutvogelarten zu erfassen. Das Teilprojekt wurde eng mit den Untersuchungen von Agroscope FAL Reckenholz koordiniert. Die vorliegende Publikation ist eine Zusammenfassung des umfangreichen Berichtes zu Händen des BLW (Kohli *et al.* 2004).

Brutvögel werden als geeignete Indikatoren für den Zustand der gesamten Kulturlandschaft und der Artenvielfalt angesehen. Sie sind sehr mobil, und viele Arten stellen hohe Ansprüche an ihren Lebensraum. Zur Brutzeit leben die meisten Arten in einem Revier, das sie kaum verlassen. Deshalb müssen sie innerhalb ihres Reviers alles Lebensnotwendige finden, wobei sich der Lebensraum vieler Arten aus verschiedenen Strukturen und Landschaftselementen zusammensetzt. Das Vorkommen von Brutvögeln gibt somit Auskunft sowohl über den Zustand der ganzen Landschaft als auch über den Zustand einzelner öAF. Die so gewonnenen Aussagen ergänzen somit diejenigen, die über Pflanzen und Wirbellose gemacht wurden. Im Rahmen dieses Projektes haben wir von den 99 Vogelarten, die regelmässig im Kulturland brüten oder dort ihre Nahrung suchen, 37 Arten ausgewählt, die sich als Indikatoren für die Wirksamkeit ökologischer Ausgleichflächen eignen. In Tabelle 1 sind diese typischen Kulturlandvögel aufgelistet. Für verschiedene Auswertungen wurden sie zu fünf Artengruppen mit ähnlichen Ansprüchen an den Lebensraum zusammengefasst (Tab. 1). Zu den Landschafts-Indikatoren gehören jene Arten, welche grosse Flächen und/oder verschiedene Landschaftselemente in ihrem Revier benötigen.

Mit den ausgewählten Vogelarten wird das ganze Spektrum von weit verbreiteten, auch heute noch in grösserer Zahl im Kulturland brütenden Arten (z.B. Feldlerche und Goldammer) bis zu sehr seltenen, in der Schweiz nur noch lokal brütenden Arten mit hohen Lebensraumansprüchen (z.B. Wachtelkönig, Steinkauz, Heidelerche oder Rotkopfwürger) abgedeckt (Schmid *et al.* 1998). 21 Arten stehen nicht auf der *Roten Liste* (Keller *et al.* 2001; Kategorien «nicht gefährdet, LC» und «potenziell gefährdet, NT»). Die übrigen 16 Arten sind gefährdet (Kategorien «verletzlich, VU», «stark gefährdet, EN» und «vom Aussterben bedroht, CR»; Tab. 1).

Wir haben die Auswirkungen des ökologischen Ausgleichs auf drei Ebenen untersucht: (a) landesweite Bestandsentwicklung der typischen Kulturlandarten; (b) Bestand und Revierverteilung der typischen Kulturlandvögel in 23 Untersuchungsgebieten im Mittelland verglichen mit dem Angebot an naturnahen Landschaftselementen und öAF; (c) Reaktion der Brutvogelbestände in Regionen mit speziell vielen und qualitativ wertvollen öAF.

## Material und Methoden

### Bestandstrends von Brutvogelarten des Kulturlands in der Schweiz

Für 37 typische Kulturlandvogelarten wurden Bestandstrends aufgrund der Daten aus verschiedenen Überwachungsprojekten der Schweizerischen Vogelwarte ermittelt (Schmid *et al.* 2001, Zbinden *et al.* 2005). Die Trends beruhen nicht nur auf Daten aus dem Landwirtschaftsgebiet, sondern repräsentieren das gesamte von der Art besiedelte Spektrum an Lebensräumen. Für eine ausführlichere Beschreibung verweisen wir auf Zbinden *et al.* (2005).

### Untersuchungsgebiete im Mittelland

Im Mittelland ist das Potenzial für eine hohe Artenvielfalt auf Grund klimatischer und naturräumlicher Gegebenheiten besonders gross. Allerdings sind hier auch die Nutzungskonflikte am grössten. Entsprechend sind im Mittelland besonders viele Lebensräume für Wildtiere und wildwachsende Pflanzen verloren gegangen oder in ihrer Qualität beeinträchtigt worden. Der Bedarf an zusätzlichen naturnahen Flächen wie öAF ist somit im Mittelland besonders gross.

Aus Effizienzgründen beschränkten sich die Untersuchungen auf die Ackerbau- und Übergangszone. Es wurden 23 Untersuchungsgebiete so ausgewählt, dass sie offene und



**Tabelle 1. Bestandsentwicklung der 37 ausgewählten, typischen Kulturlandarten in der ganzen Schweiz von 1990 bis 2003 aufgeteilt nach den Kategorien «signifikante Zunahme», «signifikante Abnahme» und «kein Trend nachweisbar»**

Artengruppe	signifikante Abnahme	kein Trend nachweisbar	signifikante Zunahme
<b>Offenland-Indikatoren</b>	<b>Rebhuhn</b> ( <i>Perdix perdix</i> )	Wachtel ( <i>Coturnix coturnix</i> )	<u>Schwarzkehlchen</u> ( <i>Saxicola torquata</i> )
	<b>Kiebitz</b> ( <i>Vanellus vanellus</i> )	<u>Wiesenpieper</u> ( <i>Anthus pratensis</i> )	
	<u>Feldlerche</u> ( <i>Alauda arvensis</i> )	<b>Graumammer</b> ( <i>Miliaria calandra</i> )	
	<b>Schafstelze</b> ( <i>Motacilla flava</i> )		
	<u>Braunkehlchen</u> ( <i>Saxicola rubetra</i> )		
<b>Feuchtgebiets-Indikatoren</b>	Sumpfrohrsänger ( <i>Acrocephalus palustris</i> )	Teichrohrsänger ( <i>Acrocephalus scirpaceus</i> )	<b>Wachtelkönig</b> ( <i>Crex crex</i> )
		Rohrammer ( <i>Emberiza schoeniclus</i> )	
<b>Hochstamm-Obstgarten-Indikatoren</b>	<u>Gartenrotschwanz</u> ( <i>Phoenicurus phoenicurus</i> )	<b>Steinkauz</b> ( <i>Athene noctua</i> )	Grünspecht ( <i>Picus viridis</i> )
	<b>Rotkopfwürger</b> ( <i>Lanius senator</i> )	<b>Wiedehopf</b> ( <i>Upupa epops</i> )	<b>Zaunammer</b> ( <i>Emberiza cirulus</i> )
		<b>Wendehals</b> ( <i>Jynx torquilla</i> )	
		<b>Grauspecht</b> ( <i>Picus canus</i> )	
<b>Hecken-Indikatoren</b>	Baumpieper ( <i>Anthus trivialis</i> )	<u>Orpheusspötter</u> ( <i>Hippolais polyglotta</i> )	<b>Dorngrasmücke</b> ( <i>Sylvia communis</i> )
		<b>Gelbspötter</b> ( <i>Hippolais icterina</i> )	Goldammer ( <i>Emberiza citrinella</i> )
		Neuntöter ( <i>Lanius collurio</i> )	
<b>Landschafts-Indikatoren</b>	<b>Ortolan</b> ( <i>Emberiza hortulana</i> )	<u>Turmfalke</u> ( <i>Falco tinnunculus</i> )	Hohltaube ( <i>Columba oenas</i> )
		Turteltaube ( <i>Streptopelia turtur</i> )	<u>Saatkrähe</u> ( <i>Corvus frugilegus</i> )
		<u>Kuckuck</u> ( <i>Cuculus canorus</i> )	
		Kleinspecht ( <i>Dendrocopos minor</i> )	
		<b>Heidelerche</b> ( <i>Lullula arborea</i> )	
		<b>Dohle</b> ( <i>Corvus monedula</i> )	
		Hänfling ( <i>Carduelis cannabina</i> )	

Fett: gefährdete Arten, unterstrichen: potenziell gefährdete Arten gemäss Roter Liste (Keller et al. 2001).

halboffene Kulturlandschaften sowie die verschiedenen Naturräume des gesamten Mittellandes abdecken (Kap. 4). Sie wurden so festgelegt, dass sie einerseits möglichst einheitliche Landschaftsräume umfassten, andererseits den grössten Teil der Fläche einer Gemeinde mit einschlossen. Als Feldfläche definierten wir die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes abzüglich der Fläche von Siedlung und Wald. Die mittlere Feldfläche pro Untersuchungsgebiet betrug 6,1 km<sup>2</sup>.

In den Untersuchungsgebieten (insgesamt 136,7 km<sup>2</sup>) wurden die typischen Kulturlandvögel, die landwirtschaftliche Nutzung, die naturnahen Landschaftselemente (Kohli und Birrer 2003) und die öAF (Kap. 4) je zwei Mal im Abstand von vier Jahren erfasst. Die eine Hälfte der Untersuchungsgebiete wurde 1998 und 2002, die andere Hälfte 1999 und 2003 bearbeitet.

Die Bestandserfassung der typischen Kulturlandvögel erfolgte mit der vereinfachten Probeflächenkartierung (Luder 1981, Bibby *et al.* 1992). Grosse Untersuchungsgebiete wurden so aufgeteilt, dass an einem Morgen maximal 3 km<sup>2</sup> kartiert werden mussten. Alle Reviere, deren Zentren sich im Untersuchungsgebiet befanden, wurden mitgezählt – auch wenn einzelne Beobachtungen ausserhalb des Untersuchungsgebietes lagen. Als «Brutvögel» wurden Arten mit mindestens einem Revier bezeichnet. Die Basis bei Angaben der Revierdichte war jeweils die Feldfläche.

### **Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf die Besiedlung durch Kulturlandvögel**

Wir haben geprüft, ob die Reviere typischer Vogelarten des Kulturlands in der Nähe von öAF konzentriert vorkamen und ob in Gebieten mit mehr öAF mehr Reviere vorhanden waren. Wenn das der Fall wäre, könnte geschlossen werden, dass sich öAF positiv auf die Arten auswirken, obwohl sich allenfalls noch keine Bestandsveränderung nachweisen lässt. Für Offenland- und Landschafts-Indikatoren wurde mit schrittweise vorwärtsgerichteten multiplen Regressionen untersucht, mit welchen Faktoren die Revierdichte korreliert ist.

Für Hecken- und Hochstamm-Obstgarten-Indikatoren (Tab. 1) wurde mit Hilfe von logistischen Regressionen geprüft, ob angemeldete Hecken häufiger besiedelt wurden als nicht angemeldete Hecken. Zudem haben wir geprüft, ob Hecken und Hochstamm-Obstgärten häufiger besiedelt wurden, wenn sich öAF in deren unmittelbaren Umgebung befanden.

### **Bestandsentwicklung typischer Kulturlandvögel in der Schweiz**

Bei den typischen Kulturlandvögeln ist von 1990 bis 2003 in der gesamten Schweiz kein einheitlicher Bestandstrend festzustellen (Tab. 1). Zehn Arten nahmen signifikant ab, darunter fünf gefährdete Arten wie Rebhuhn und Rotkopfwürger, aber auch weit verbreitete Arten wie Feldlerche und Braunkehlchen. Andererseits nahmen acht Arten zu, darunter drei gefährdete (Wachtelkönig, Zaunammer und Dorngrasmücke, Abb. 1) und zwei potenziell gefährdete Arten (Schwarzkehlchen und Saatkrähe).

### **Bestände der typischen Kulturlandvögel im Mittelland**

In den 23 Untersuchungsgebieten konnten bei beiden Erhebungen zusammen 30 Arten als Brutvögel festgestellt werden. Pro Erhebung waren es jeweils 27 Arten, jedoch veränderte sich die Artenzusammensetzung. Pro Untersuchungsgebiet und Jahr brüteten zwischen 4 und 17 Arten. 1998/99 waren es durchschnittlich 8,7 Arten, 2002/03 lag dieser Wert mit 9,3 Arten geringfügig aber nicht signifikant höher.

Bei der ersten Erhebung kamen in den Ackerbaugebieten im Mittel (Median) mit 9 Arten pro Untersuchungsgebiet signifikant mehr Arten vor als in den Futterbaugebieten mit einer mittleren Artenzahl von 6 (ANOVA;  $F_{2,40} = 6,38$ ;  $p = 0,004$ ). In der zweiten Erhebung waren die Unterschiede statistisch nicht mehr signifikant. Die Niveaus in den Futterbau-

gebieten und den gemischt bewirtschafteten Gebieten hatten sich demnach an das Niveau in den Ackerbaugebieten angenähert. Gemäss dem potenziellen Verbreitungsgebiet wären im Durchschnitt pro Gebiet 27 Vogelarten zu erwarten (Schmid *et al.* 1998).

Feldlerche und Goldammer erreichten im Durchschnitt aller 23 Untersuchungsgebiete mit über fünf Revieren/km<sup>2</sup> die höchsten Werte. Ansonsten erreichten nur noch Teichrohrsänger und Dorngrasmücke im Durchschnitt knapp über ein Revier/km<sup>2</sup>.

Im Durchschnitt aller 23 Untersuchungsgebiete waren 17 Arten bei der zweiten Erhebung häufiger, 12 Arten seltener und eine Art gleich häufig wie bei der ersten Erhebung. Die Arten konnten somit nicht nur ihr Verbreitungsgebiet leicht ausdehnen, sondern wurden auch geringfügig häufiger.

Die Revierdichte aller Arten zusammen war generell gering, in den Futterbaugebieten sogar sehr tief (Abb. 2). Im Vergleich zu den Ackerbaugebieten lag sie in den Futterbaugebieten bei beiden Erhebungen signifikant tiefer (ANOVA;  $F_{2,40} = 16,16$ ;  $p < 0,001$ ; Tukey post-hoc-Test).

### Einfluss von Typ und Qualität der ökologischen Ausgleichsflächen auf die Besiedlung durch typische Kulturlandvögel

Wir haben untersucht, ob Reviere typischer Vogelarten des Kulturlands in der Nähe von öAF konzentriert vorkommen und ob in Gebieten mit mehr öAF mehr Reviere vorhanden waren. Daraus könnte geschlossen werden, dass ökologische Ausgleichsflächen attraktiv für Vögel sind. Da jede Artengruppe (oft jede Art) spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum stellt, haben wir für jede Artengruppe und für die häufigeren Arten jeweils eine multiple Modellrechnung durchgeführt, wobei je nach Ansprüchen der Arten unterschiedliche Variablen einbezogen wurden.

Offenland-Indikatoren (Tab. 1) meiden die Nähe von Vertikalstrukturen wie Waldränder, Baumhecken oder Siedlungsränder (Spiess *et al.* 2002). Sie können deshalb nur einen Raum mit einem Abstand von mindestens 100 m zu Vertikalstrukturen besiedeln. In diesem Raum waren die öAF mit durchschnittlich 3,2 % der Feldfläche signifikant weniger häufig als zu erwarten wäre, wenn die öAF gleichmässig auf das ganze Untersuchungsgebiet verteilt wären (siehe auch Kap. 3, Tab. 7). Die Revierdichte der Offenland-Indikatoren in diesem Raum war negativ mit dem Anteil der Weiden und signifikant positiv mit den Anteilen von Gemüse, Rüben und Raps korreliert. Ökologische Ausgleichsflächen hatten jedoch keinen Einfluss auf die Revierdichte.

Die Revierdichte der Landschafts-Indikatoren korrelierte signifikant positiv mit den Anteilen von Ackerkulturen, Reben und öAF (Tab. 2). Aus biologischer Sicht ergibt die Beziehung Sinn: Die dominierende Art ist der Hänfling, welcher im Mittelland den Verbreitungsschwerpunkt in den Weinbaugebieten hat. Die zweite häufige Art dieser Artengruppe ist der Turmfalke, der schwerpunktmässig in den offenen Landwirtschaftsgebieten der Niederungen vorkommt.

Die Besiedlung der Hecken durch Hecken-Indikatoren korrelierte signifikant positiv mit der Heckenfläche, der Breite des Krautsaums, dem Anteil dornentragender Sträucher sowie dem Faktor, ob die Hecke als öAF angemeldet ist oder nicht. Signifikant negativ mit der Besiedlung korreliert war der Anteil an überbauter Fläche in der Umgebung und die X-Koor-

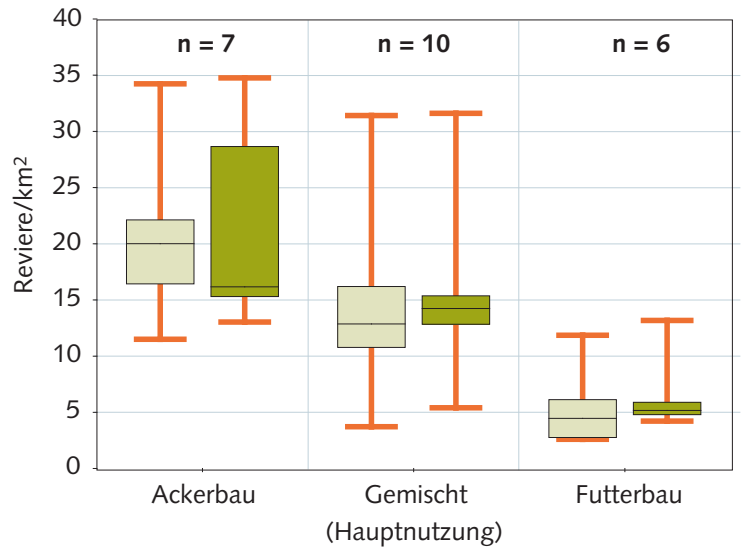


Abbildung 2: Durchschnittliche Revierdichte aller Arten (Anzahl Reviere pro km<sup>2</sup>) aufgeteilt nach der Hauptnutzung der Untersuchungsgebiete. Links (blassgrün): 1. Erhebung; rechts (grün): 2. Erhebung. Die Kästen stellen die Hälfte der Untersuchungsgebiete dar (Median, unteres und oberes Quartil), die Linien zeigen Minimal- bzw. Maximalwerte.

**Tabelle 2. Statistische Beziehung zwischen Revierdichte der Landschafts-Indikatoren und den Anteilen von Reben, Ackerkulturen und ökologischen Ausgleichsflächen an der Feldfläche der Untersuchungsgebiete**

	B	SE von B	t (42)	p
Konstante	-0,660	0,3489	-1,336	0,189
Reben (%)	0,255	0,0367	6,947	< 0,001
Ackerkulturen (%)	0,049	0,0097	5,067	< 0,001
Ökologische Ausgleichsflächen (%)	0,112	0,0355	3,157	0,003

Regressionszusammenfassung für die unabhängige Variable = Revierdichte der Offenland-Indikatoren;

SE = Standardfehler des Schätzwertes B, t = Teststatistik, p = Wahrscheinlichkeit;  
 $R^2 = 0,66$ , korrigiertes  $R^2 = 0,63$ ,  $F_{3,42} = 26,75$ ,  $p < 0,001$ ,  $N = 46$ .

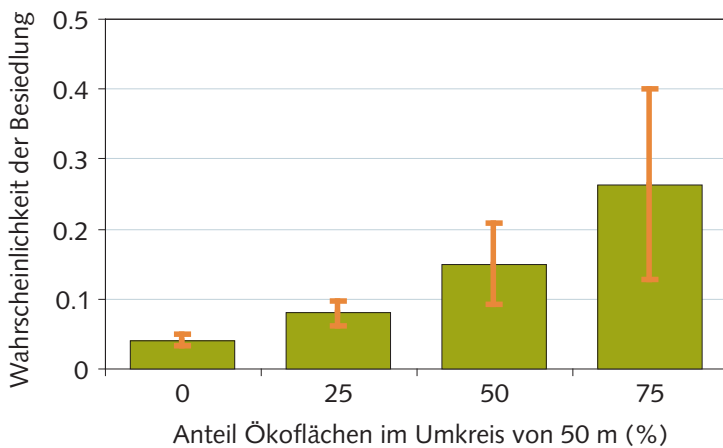
**Tabelle 3. Statistische Beziehung zwischen Besiedlung von Hecken durch Hecken-Indikatoren und die Qualität beschreibenden Variablen mit einer logistischen Regression**

	B	SE von B	t	P
Konstante	3,24	0,674	4,81	<0,001
X-Koordinate	-0,01	0,001	-7,31	< 0,001
Heckenfläche (Aren)	0,05	0,007	6,77	< 0,001
Krautsaum (m)	0,14	0,050	2,90	0,004
Anteil Dornsträucher (%)	0,01	0,002	2,29	0,020
Distanz zur nächsten Hecke (m)	0,00	0,001	-0,67	0,500
angemeldet (ja/nein)	0,32	0,067	4,85	< 0,001
überbaut (% der Umgebung)	-0,04	0,008	-4,38	< 0,001

X-Koordinate = Platzhalter für nicht erfasste regionale Unterschiede;

SE = Standardfehler des Schätzwertes B, t = Teststatistik, P = Wahrscheinlichkeit;  
 angemeldet = als Ökofläche angemeldet.

N = 2'466 Hecken der 1. und 2. Erhebung.



**Abbildung 3:** Modellrechnung zur Besiedlung eines durchschnittlichen Hochstamm-Obstgartens durch den Gartenrotschwanz in Abhängigkeit vom Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen im Umkreis von 50 m.

Die Besiedlung der Hochstamm-Obstgärten durch den Gartenrotschwanz korrelierte signifikant positiv mit der Grösse des Hochstamm-Obstgartens, dem Anteil öAF im Umkreis von 50 m und negativ mit der X-Koordinate des Schweizer Landeskartennetzes. Die anderen Faktoren trugen nicht signifikant zur Erklärung bei, ob ein Hochstamm-Obstgarten besiedelt wird oder nicht. Mit Hilfe des Modells kann berechnet werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Gartenrotschwanz in einem durchschnittlichen Hochstamm-Obstgarten brütet (X-Koordinate 637, 0,3 ha Fläche, 11 % extensiv genutzter Fläche unter den Bäumen und 8 % überbauter Fläche in der Umgebung), wenn unterschiedliche Anteile an öAF in dessen Umgebung vorkommen (Abb. 3). Beim Grünspecht bestand kein Zusammenhang

inate des Schweizer Landeskartennetzes, die als Platzhalter für nicht erfasste regionale Unterschiede eingeführt wurde (Tab.3).

Wurde im Modell der Faktor, ob eine Hecke als öAF angemeldet ist oder nicht, mit dem Anteil an öAF in der Umgebung ersetzt, zeigten sich ähnliche Abhängigkeiten. Von den verschiedenen öAF-Typen korrelierte allerdings einzig der Anteil *Extensiv genutzter Wiesen* in der Umgebung positiv mit der Besiedlung einer Hecke durch Hecken-Indikatoren ( $df\ 1$ ;  $\chi^2\ 5,68$ ;  $p = 0,017$ ).

zwischen dem Anteil an öAF an der Umgebung und der Besiedlung des Hochstamm-Obstgartens.

### Stark aufgewertete Gebiete

Seit 1990 hat die Schweizerische Vogelwarte in verschiedenen Regionen Landschaftsaufwertungsprojekte durchgeführt. Zusammen mit Partnerorganisationen und den ansässigen Landwirten wurden gezielt ökologische Ausgleichsflächen mit einer hohen Qualität angelegt. In begleitenden Forschungsprojekten wurde untersucht, wie typische Kulturlandvögel auf die Aufwertungen reagierten. Die Gebiete Lacconex (GE) und Widen (Klettgau, SH) sind Ackerbaugebiete, das Gebiet Altstätten im St. Galler Rheintal ist ein Futterbaugebiet.

Die Beispiele Lacconex (Abb. 4) und Widen zeigen, dass typische Kulturlandvogelarten im Stande sind, sehr rasch mit einem starken Bestandswachstum auf eine verbesserte Lebensraumsituation zu reagieren. Im Fall des Futterbaugebietes Altstätten war bisher bei den Brutvögeln noch keine markante Bestandszunahme zu verzeichnen, obwohl dort die renaturierten Feuchtgebiete, Extensivwiesen und andere ökologisch wertvolle Elemente ein Viertel der Gesamtfläche ausmachten. Anderen Artengruppen wie Amphibien, Libellen und Heuschrecken, aber auch rastende Zugvögel, reagierten jedoch sehr positiv auf das verbesserte Lebensraumangebot (Schlegel und Weber 2002).

Die Beispiele zeigen, dass das Potenzial für Lebensraumaufwertungen in Ackerbaugebieten mit dem heute praktizierten ökologischen Ausgleich bei weitem nicht ausgeschöpft ist. In Futterbaugebieten besteht aber weiterhin ein grosser Forschungsbedarf hinsichtlich der Verbesserung der öAF für Kulturlandvögel.

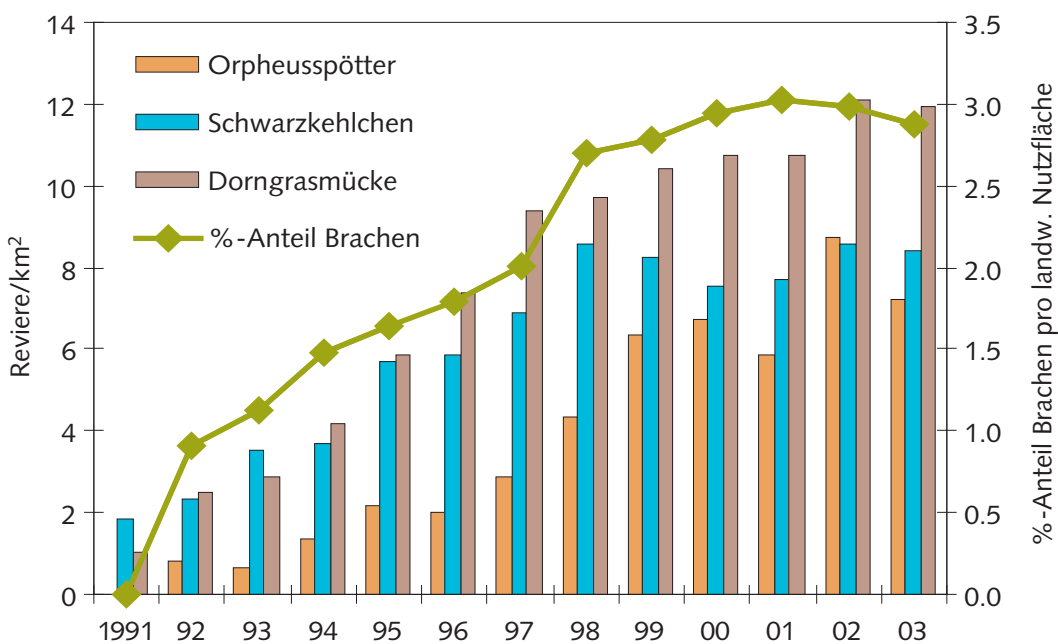


Abbildung 4: Entwicklung des Anteils Brachen (Bunt-, Rotations- und kantonal geförderte Spontanbrachen) an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) sowie der Revierdichten (Reviere/km²) von Orpheusspötter, Schwarzkehlchen und Dorngrasmücke von 1991 bis 2003 in Lacconex GE.

### Diskussion und Schlussfolgerungen

Als Wirkungsziele für den ökologischen Ausgleich werden angestrebt, dass weitere Artenverluste vermieden werden, gefährdete Arten sich wieder ausbreiten und die natürliche Artenvielfalt gefördert wird (Kap. 1, Tab. 1). Zehn Jahre nach der Einführung der öAF ist dieses Ziel noch nicht erreicht, lässt sich doch in der Schweiz bei den Kulturlandvögeln keine generelle Bestandszunahme nachweisen. Zwei typische Kulturlandvogelarten, das Rebhuhn und der Rotkopfwürger, sind vom Aussterben bedroht (Keller *et al.* 2001) und haben landesweit zwischen 1990 und 2003 signifikant abgenommen. Weitere Bestandsverluste konnten also nicht vermieden werden; die Artenvielfalt der Schweiz nimmt deshalb weiter ab.



In den 23 Untersuchungsgebieten im Mittelland waren nur wenige typische Kulturlandarten und diese nur in sehr geringen Dichten vorhanden. Im Durchschnitt waren es 14,4 Reviere/km<sup>2</sup> (kumulierte Revierdichte aller nachgewiesenen Arten). Das Maximum lag bei 34,8 Revieren/km<sup>2</sup>. In extensiv genutzten Landschaften der Schweiz werden wesentlich höhere Gesamtdichten erreicht (Schifferli 1989). Im Verlauf der Projektdauer entwickelte sich die Artenvielfalt leicht positiv. Sowohl bei der Artenzahl als auch bei der Revierdichte zeigten alle Arten zusammen genommen eine geringfügige Zunahme. Jedoch trugen vorwiegend die nicht gefährdeten Arten zu dieser positiven Entwicklung bei, während die gefährdeten Arten weiter zurückgingen.

Die Ursache für die geringen Revierdichten in unseren Untersuchungsgebieten muss in der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung, im geringen Anteil naturnaher Strukturen und in der geringen ökologischen Qualität der vorhandenen naturnahen Strukturen und öAF gesucht werden. Mehrfach konnte gezeigt werden, dass Bestandsabnahmen und Arealverluste von Vogelarten signifikant mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung korrelieren (Donald *et al.* 2001). Intensiv genutzte Kulturlandschaften sind generell arten- und individuenärmer als extensiv genutzte Vergleichsgebiete (Schifferli *et al.* 1999). Bei einem Drittel unserer Untersuchungsgebiete machten die naturnahen Landschaftselemente weniger als 5 % der Feldfläche aus. Der durchschnittliche Anteil der öAF an der Feldfläche lag bei der zweiten Erhebung bei 8,1 %. ÖAF mit ökologischer Qualität machten hingegen nur 2 bis 3 % der Feldfläche aus (Kap. 13, Tab. 2).

Der grösste Teil der öAF sind Wiesen (Kap. 3). Davon sollten vor allem die Feldlerche und andere Offenland-Indikatoren profitieren können. Entgegen den Erwartungen zeigten jedoch die meisten Offenland-Indikatoren einen negativen Trend. Die meisten der Offenland-Indikatoren suchen ihre Nahrung am Boden. Das können sie nur, wenn die Pflanzendecke wenig dicht ist oder gar Lücken aufweist. Auch die Nester legen sie am Boden im Schutz von Altgras oder unter einem Pflanzenhorst an. Die Bodenvegetation darf deshalb nicht zu dicht sein (Birrer *et al.* 2001). Die meisten der untersuchten öAF-Wiesen eigneten sich für Bodenvögel weder zur Nahrungssuche noch zur Anlage von Nestern. Lücken in der Vegetation waren nur in 13 % der öAF-Wiesen zu finden. Zudem wurden viele öAF-Wiesen in der Nähe von Waldrändern und anderen Vertikalstrukturen angelegt (Kap. 3). Da die meisten Bodenbrüter ihr Nest mindestens 100 m entfernt von Vertikalstrukturen wie Hochhecken und Waldrändern anlegen, konnten sie viele öAF-Wiesen gar nicht nutzen.

Hochstamm-Feldobstbäume sind ein weiterer flächenmässig bedeutender Typ von öAF (Kap. 3, Tab. 2). Der häufigste Hochstamm-Obstgarten-Indikator war der Gartenrotschwanz. Er kam signifikant häufiger in grossen Hochstamm-Obstgärten mit viel Ökofläche in der Umgebung vor. Sein Bestand nahm auf nationalem Niveau signifikant ab. Dies dürfte mit dem Verlust seines Lebensraumes zusammenhängen, denn die Zahl der Hochstamm-Feldobstbäume in den Untersuchungsgebieten sank im Untersuchungszeitraum (Kap. 5.3). Zudem genügten die Qualität der Hochstamm-Obstgärten nur in 12 % den Minimal Kriterien gemäss ÖQV (Kap. 5.3). Insbesondere waren weitere öAF in der Umgebung der Hochstamm-Obstgärten nur in 17 % der Fälle vorhanden (Kap. 5.3). Solche wären aber dem Gartenrotschwanz förderlich, der zwar in den Bäumen brütet, die Nahrung aber in der lückigen Bodenvegetation sucht. Der Grünspecht nahm hingegen als zweithäufigster Hochstamm-Obstgarten-Indikator signifikant zu. Wahrscheinlich erholte er sich von einem durch strenge Winter in den 1980er Jahren verursachten Bestandstief.

Die Hecken-Indikatoren profitierten von qualitativ wertvollen Hecken, insbesondere von breiten Krautsäumen, von einem hohen Dornstrauchanteil und davon, ob die Hecke als öAF angemeldet ist oder nicht, respektive ob in der Umgebung der Hecke *Extensiv genutzte Wiesen* vorkommen. Ein Krautsaum von mehr als 2 m Breite wurde jedoch nur auf 9 % der untersuchten Heckenlänge gefunden und Dornstraucharten kamen zwar in 95 % der Hecken vor, waren jedoch meist nur mit tiefen Abundanzen vertreten (Kap. 5.2). Insgesamt

wurden nur 10 % aller Hecken als öAF angemeldet. Von diesen erfüllte fast die Hälfte die Mindestanforderungen der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV), während nur ein Drittel der nicht angemeldeten Hecken die Mindestanforderungen erfüllt haben (Kap. 5.2).

Es ist bekannt, dass neu geschaffene Lebensräume Zeit brauchen, bis sie ihre Funktion voll erfüllen können. Bei Wiesen kann diese Zeitspanne mehrere Jahrzehnte dauern. Der ökologische Ausgleich wurde vor gut zehn Jahren eingeführt. Eine Bestandszunahme bei den Wiesenvögeln war demnach noch nicht zu erwarten (Pfister und Birrer 1997). Andere Arten, vor allem solche, die Buntbrachen als Lebensraum nutzen können, zum Beispiel Grauummer, Schwarzkehlchen und Dorngrasmücke, reagieren aber bekanntermassen sehr rasch auf ein verbessertes Lebensraumangebot (Jenny *et al.* 2002). In Gebieten mit vielen Buntbrachen oder vielen Stilllegungsflächen in EU-Ländern profitierten diverse Vogelarten und die Artenvielfalt allgemein (Van Buskirk und Willi 2004). Auch in der Schweiz nahmen Dorngrasmücke und Schwarzkehlchen seit 1990 signifikant zu.

Typische Kulturlandvögel profitierten von grossen öAF mit guter Qualität. Dies haben die stark aufgewerteten Gebiete im Widen (Klettgau, SH) und Laconnex (GE) gezeigt. Andere Aufwertungsprojekte in klimatisch weniger begünstigten und vorwiegend futterbaulich genutzten Gebieten des Mittellandes zeigten jedoch, dass nicht alle Vogelarten gleich schnell auf qualitative Verbesserungen reagieren. Über die Ursachen herrscht Unklarheit. Es besteht somit weiterhin ein grosser Forschungsbedarf hinsichtlich der Verbesserung der öAF für Kulturlandvögel in Futterbaugebieten.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich das Konzept des ökologischen Ausgleichs für Brutvögel positiv auswirkt, wenn es richtig umgesetzt wird. Das Potenzial, das im ökologischen Ausgleich steckt, wurde bisher aber bei weitem nicht ausgeschöpft. Nur eine Minderheit der öAF weist eine Qualität auf, die den Anforderungen der Vögel genügt.

## Literatur

- Bibby C.J., Burgess, N.D. und Hill D.A., 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Birrer S., Bollmann K., Graf R., Weggler M. und Weibel U., 2001. Welche Wiesen nutzen Vögel? Schriftenreihe der FAL 39, 45-52.
- Donald P.-F., Green R.-E. und Heath M.-F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society of London B 268, 25-29.
- Jenny M., Weibel U., Lugin B., Josephy B., Regamey J.-L. und Zbinden N., 2002. Rebhuhn. Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt 335. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft & Schweizerische Vogelwarte, Bern und Sempach. 143 S.
- Keller V., Zbinden N., Schmid H. und Volet B., 2001. Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL und Schweizerische Vogelwarte, Bern und Sempach. 57 S.
- Kohli L. und Birrer S., 2003. Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. Avifauna Report Sempach. 2. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 64 S.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 84 S.
- Luder R., 1981. Qualitative und quantitative Untersuchungen der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Methodik und Anwendung am Beispiel der Gemeinde Lenk (Berner Oberland). Ornithol. Beob. 78, 137-192.
- Pfister H.-P. und Birrer S., 1997. Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern 35, 173-193.
- Schifferli L., 1989. Die naturnahen Walliser Kulturlandschaften: Biotop von nationaler Bedeutung für Vogelarten. Bull. Murithienne 107, 9-19.
- Schifferli L., Fuller R.-J. und Müller M., 1999. Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. Vogelwelt 120, 151-161.
- Schlegel J. und Weber U., 2002. Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Zwischenbericht Periode 1999-2001. Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten. 24 S.

- Schmid H., Luder R., Naef-Daenzer B., Graf R. und Zbinden N., 1998. Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Schmid H., Burkhart M., Keller V., Knaus P., Volet B. und Zbinden N., 2001. Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Avifauna Report Sempach 1, Annex. Schweizerische Vogelwarte, Sempach. 444 S.
- Spiess M., Marfurt C. und Birrer S., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen mit Hilfe von Brutvögeln. Agrarforschung 9, 158-163.
- Van Buskirk J. und Willi Y., 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. Conserv. Biol. 18, 987-994.
- Zbinden N., Schmid H., Kéry M. und Keller V., 2005. Swiss Bird Index SBI®. Artweise und kombinierte Bestandsindices für die Beurteilung der Bestandsentwicklung von Brutvogelarten und Artengruppen in der Schweiz 1990–2003. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.



**Teil III:  
Weitere Projekte, Berggebiet**





Abbildung 1:  
Der Feldhase be-  
wohnt als ursprüng-  
licher Steppen-  
bewohner bevorzugt  
offene Feldgebiete  
in Ackerbau- und  
Grünlandgebieten.  
(Foto: Markus Jenny).

## 8 Rückkehr des Feldhasen dank ökologischem Ausgleich?

Otto Holzgang, Daniela Heynen und Marc Kéry

Seit 1993 werden die Feldhasenbestände in 57 Untersuchungsgebieten in den Tieflagen der Schweiz jährlich erhoben. Im Durchschnitt haben die Feldhasenbestände trotz der ökologischen Ausgleichsflächen weiter abgenommen. Die Bestandsentwicklung hing jedoch stark von der landwirtschaftlichen Hauptnutzung im Untersuchungsgebiet ab. In Ackerbaugebieten waren die Feldhasendichten generell höher als in Gebieten mit vorwiegender Grünlandnutzung. Sie wiesen dort im Durchschnitt seit 1997 sogar leicht positive Tendenzen auf. Zudem war die Entwicklung der Feldhasenbestände in der Ackerbauzone positiv mit dem Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen korreliert. In drei Testregionen zeigten Gebiete mit besonders starker ökologischer Aufwertung im Vergleich zu benachbarten, nur durchschnittlich aufgewerteten Gebieten eine deutliche Zunahme und einen höheren Feldhasenbestand. Diese Resultate zeigen, dass der Feldhase in Ackerbaugebieten mit wertvollen ökologischen Ausgleichsflächen gefördert werden kann. Im Grünland dagegen haben die Feldhasenbestände trotz ökologischem Ausgleich weiterhin abgenommen. Hier haben die bisherigen Massnahmen des ökologischen Ausgleichs noch zu keiner Förderung des Feldhasen geführt. Spezifische Massnahmen wie grosszügig angelegte Saumstrukturen als Felderabgrenzungen oder veränderte Bewirtschaftungstechniken sollten deshalb getestet und ihr Einfluss auf den Feldhasenbestand untersucht werden.

Der Feldhase war in der Schweiz früher eine häufige Art im Kulturland. Seit über 50 Jahren sind seine Bestände aber rückläufig, weshalb er in der *Roten Liste* als gefährdet aufgeführt ist (Nievergelt *et al.* 1994). Die Hauptursache dieser Abnahme liegt in der Schweiz sowie in anderen europäischen Ländern in der Veränderung seines Lebensraums (Haerer *et al.* 2001, Pfister *et al.* 2002, Smith *et al.* 2005). Aufgrund der zurückgehenden Bestände stellten Ende der 1980er Jahre einige Jagdgesellschaften und Kantone die Jagd auf den Feldhasen ein oder bejagten ihn nur noch sehr zurückhaltend. Diese Massnahmen hatten zur Folge, dass sich die Abschussstatistik nicht mehr als relatives Mass für die Feldhasenbestände eig-

Otto Holzgang,  
Daniela Heynen  
und Marc Kéry,  
Schweizerische  
Vogelwarte,  
CH-6204 Sempach



nete. Das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) beauftragte deshalb 1991 die Schweizerische Vogelwarte mit der längerfristigen Überwachung der Feldhasenbestände. Zudem regte die Schweizerische Vogelwarte in grossflächigen und offenen Kulturlandschaften Massnahmen zur Förderung der Feldhasenbestände an und begleitete die Durchführung mittels Erfolgskontrollen. Von 2001 bis 2004 beteiligte sich auch das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) an diesem Projekt, um die Entwicklung des Feldhasenbestands mit den Entwicklungen im ökologischen Ausgleich in Beziehung zu setzen.

Der Feldhase ist das einzige Säugetier, das im Zusammenhang mit dem ökologischen Ausgleich untersucht wurde. Er ist der kleinste Säuger, der ganzjährig oberirdisch in einem Gebiet von wenigen Dutzend Hektaren lebt. Dieser Lebensraum muss daher seinen Bedürfnissen entsprechen und das ganze Jahr Nahrung, Schutz vor Witterung und Räubern bieten. Während der Fortpflanzungsperiode, die etwa von Februar bis September dauert, müssen geeignete Flächen für die Jungenaufzucht vorhanden sein.



## Material und Methoden

Die Feldhasenbestände wurden mit der Methode der Scheinwerfer-Flächentaxation erhoben (Pfister 1978). In der Regel wurden zwischen Februar und März zwei Taxationen durchgeführt. In 47 der 57 Untersuchungsgebiete wurden die Feldhasen während mindestens 8 von 12 Jahren gezählt, in sieben Untersuchungsgebiete fünf- bis siebenmal und in den restlichen drei Untersuchungsgebieten lediglich drei- bis viermal. Die Untersuchungsgebiete lagen hauptsächlich in den landwirtschaftlich intensiv genutzten Tieflagen der Schweiz (Abb. 2) und umfassten insgesamt eine Fläche von rund 43'000 ha. Die Untersuchungsgebiete wurden anhand gliedernder Landschafts- und Zivilisationsstrukturen abgegrenzt und fallen daher nicht mit den Gemeindegrenzen zusammen. Oft erstreckt sich ein Untersuchungsgebiet über Teile mehrerer Gemeinden. Um eine Angabe über Typ und Flächen-grösse der beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) in einem Untersuchungsgebiet zu erhalten, wurden die entsprechenden Daten gemeindeweise über kantonale Landwirtschaftsämter sowie bei 86 Ackerbaustellenleitern angefordert. Der Rück-

Abbildung 2:  
Die 57 Untersuchungsgebiete sind auf die 26 eingezeichneten Regionen verteilt und umfassen rund 43'000 ha.

lauf von Seiten der Ackerbaustellenleiter betrug 74 %. Insgesamt konnten für 42 Untersuchungsgebiete (74 %) die öAF eruiert werden. Alle Untersuchungsgebiete wurden aufgrund der landwirtschaftlichen Zonengrenzen (1997, BFS GEOSTAT / BLW) in die beiden Kategorien «Ackerbau» und «Grünland» eingeteilt. Ein Untersuchungsgebiet wurde der Kategorie «Ackerbau» zugeteilt, wenn der Flächenanteil der Ackerbauzone und der erweiterten Übergangszonen mehr als 50 % betrug. Die restlichen Untersuchungsgebiete, die meist in der Übergangs- oder voralpinen Hügellzone lagen, wurden der Kategorie «Grünland» zugewiesen. Um die Entwicklung der öAF in den Untersuchungsgebieten mit jener in der gesamten Schweiz zu vergleichen, wurden die gemeindebezogenen Angaben zu allen jährlich angemeldeten öAF von 1999 bis 2003 der Sektion Produktionskataster des BLW verwendet. Die Gemeinden wurden wie oben beschrieben aufgrund der Zonenkarte in die beiden Kategorien «Ackerbau» (1'068 Gemeinden) und «Grünland» (675 Gemeinden) eingeteilt.

Wir verwendeten ein «Mixed Model» (Littell *et al.* 1996, Pinheiro und Bates 2000, Littell 2002), um die Feldhasenbestände auf Trends und auf Unterschiede zwischen der landwirtschaftlichen Hauptnutzung (Grünland oder Ackerbau) sowie auf Effekte der Anteile von öAF-Typen zu testen. Wir modellierten den Einfluss der Region (Abb. 2), des Untersuchungsgebiets und des gebietsspezifischen Effekts des Jahres (Jahr innerhalb Untersuchungsgebiet) als zufällige Effekte. Die fixen Faktoren wurden mit dem «Wald-Test», die zufälligen Effekte mit einem «Likelihood ratio-Test» (LRT) geprüft. Falls nicht anders erwähnt, besitzen alle Tests einen Freiheitsgrad. Unser Basis-Modell beinhaltete als fixe Faktoren die Landnutzung (Grünland vs. Ackerbau), den Jahreseffekt (gemittelt über alle Untersuchungsgebiete) sowie die Interaktion zwischen Landnutzung und Jahr, und als zufällige Faktoren die Region, das Untersuchungsgebiet und das «Jahr innerhalb Untersuchungsgebiet».

Um zu testen, ob der Bestand eine gerichtete Tendenz aufweist, ersetzten wir im Basismodell den fixen Effekt des Jahres durch einen linearen Trend. Mit einem zusätzlichen quadratischen Term prüften wir, ob eine nichtlineare Bestandsveränderung vorliegt. Um herauszufinden, ob der Trend in Ackerbaugesellschaften und Grünlandgebieten unterschiedlich verläuft, prüften wir die Interaktion zwischen der Landnutzung und jedem linearen und quadratischen Trend.

Um zu prüfen, ob der Flächenanteil der öAF einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung hat, fügten wir im Modell mit landnutzungsspezifischem, linearem und quadratischem Trend zusätzlich den prozentualen Flächenanteil der öAF als Haupteffekt mitsamt seinen Interaktionen ein. Den Effekt der prozentualen Anteile der öAF untersuchten wir sowohl getrennt für die einzelnen öAF-Typen (Typen 1, 4, 5, 7, 8 und 10) als auch für den Gesamtanteil (Summe dieser Typen). Alle Modelle wurden mit dem Statistikpaket GenStat (Payne 2003, Thompson und Welham 2003) berechnet. Für detaillierte Ausführungen siehe Holzgang *et al.* (2005).

Um Aussagen über die Landschaftszusammensetzung und die Habitatsnutzung durch den Feldhasen zu erhalten, wurde in 18 Gebieten der Lebensraum anhand von Nutzungskartierungen im Winter (November bis Anfang März) beschrieben (Details in Holzgang *et al.* 2005). In 15 dieser Gebiete wurden im Herbst zusätzliche Feldhasen-Taxationen durchgeführt. In «ArcView GIS 3.2» (ESRI, Redlands, Kalifornien, USA) wurde die Fläche jedes Untersuchungsgebietes anhand der Taxationsergebnisse in die beiden Zonen «von Hasen genutzt» und «von Hasen nicht genutzt» eingeteilt. Es wurden immer die Herbsttaxationen unmittelbar vor der Kartierung des Winterlebensraumes verwendet, beziehungsweise die Frühjahrstaxationen gerade nach der Kartierung. Mit der «Compositional analysis» von Aebischer *et al.* (1993) testeten wir, ob sich der von Hasen genutzte Raum (Zone «von Hasen genutzt») vom gesamten Untersuchungsgebiet unterscheidet. Für die Analyse wurde das «Compositional Analysis Add-In Tool» für Excel benutzt (Version 5; Peter Smith, Abergavenny, Wales, UK). Details siehe Holzgang *et al.* (2005).

## Bestandsentwicklung in den Tieflagen der Schweiz

Abbildung 3 zeigt die Bestandsentwicklung in den 57 Untersuchungsgebieten seit 1993, d.h. seit Beginn der Direktzahlungen gemäss DZV. Bereits 1993 wies die Hälfte der bearbeiteten Gebiete geringe Hasendichten auf (Median: 5,4 Feldhasen / 100 ha). Über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigte sich eine kontinuierliche Bestandsabnahme, wenn auch mit Tendenz zur Abflachung gegen Ende der Untersuchungsperiode. Ein linearer, abnehmender Trend war statistisch signifikant (Wald-Test: Chiquadrat=4,44,  $p=0,036$ ). Ein zusätzlicher positiver quadratischer Term, der auf eine Abflachung beim Negativtrend deutet, verfehlte hingegen knapp die formale Signifikanz (Wald-Test: Chiquadrat=3,36,  $p=0,067$ ).

### Unterschiedliche Bestandsentwicklung im Ackerbau und Grünland

Die Feldhasendichten entwickelten sich in Ackerbau- und in Grünlandgebieten unterschiedlich (Abb. 4).

In Grünlandgebieten nahm die Feldhasendichte von 1993 bis 2004 kontinuierlich ab. In Ackerbaugebieten folgte der Abnahme zwischen 1993 und 1996 hingegen eine sichtbare Erholung der Bestände in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre. Trotz darauf folgender Schwankungen war die Bestandsdichte in Ackerbaugebieten 2004 fast gleich hoch wie im Basisjahr 1993 und beinahe viermal so hoch wie in den Grünlandgebieten. Der Unterschied im Verlauf der Bestandstrends in Ackerbau- und Grünlandgebieten ist signifikant (Unterschied im linearen Trend: Chiquadrat=9,74,  $FG=1$ ,  $p=0,002$ ; Unterschied in der quadratischen Abweichung vom linearen Trend: Chiquadrat=3,86,  $FG=1$ ,  $p=0,049$ ).

### Entspricht die ökologische Aufwertung der Feldhasen-Untersuchungsgebiete dem Landesdurchschnitt?

Die Entwicklung der angemeldeten, beitragsberechtigten öAF-Typen in den Feldhasen-Untersuchungsgebieten ist in Tabelle 1 zusammengefasst. In den Untersuchungsgebieten im Ackerbau stieg der Anteil der öAF (Summe der Typen 1, 4, 5, 7 und 10) von durchschnittlich 3,8 % im Jahr 1999 auf 7 % im Jahr 2004. Die Untersuchungsgebiete wiesen damit im Durchschnitt einen um 1,9 % Prozentpunkte geringeren Anteil an diesen öAF auf als der Durchschnitt der Schweizer Gemeinden im Ackerbaugebiet.

In den Untersuchungsgebieten im Grünland nahm im selben Zeitraum der Flächenanteil der oben genannten öAF-Typen durchschnittlich von 9,1 auf 14,7 % zu und war damit im Mittel um rund 3,4 % höher als derjenige in den Schweizer Gemeinden im Grünland. Mit einem durchschnittlichen Flächenanteil an der Feldfläche von 6,7 % im Grünland und 5,2 % im Ackerbau im Jahr 2004 waren *Extensiv genutzte Wiesen* in den Untersuchungsgebieten von der Flächenausdehnung her der wichtigste öAF-Typ. Untersuchungsgebiete im Ackerbaugebiet wiesen bei den *Extensiv genutzten Wiesen* einen um durchschnittlich 0,5 % Prozentpunkten geringeren Anteil auf als die entsprechenden Schweizer Gemeinden. Bei Untersuchungsgebieten im Grünland war der Anteil der *Extensiv genutzten Wiesen* im Durchschnitt um 1,5 % höher als in den Vergleichsgemeinden. Sowohl in Ackerbau- als

Abbildung 3: Entwicklung der Feldhasendichte (Ind./100 ha) zwischen 1993 und 2004 (mit Standardfehlern) in 57 Untersuchungsgebieten der Schweiz.

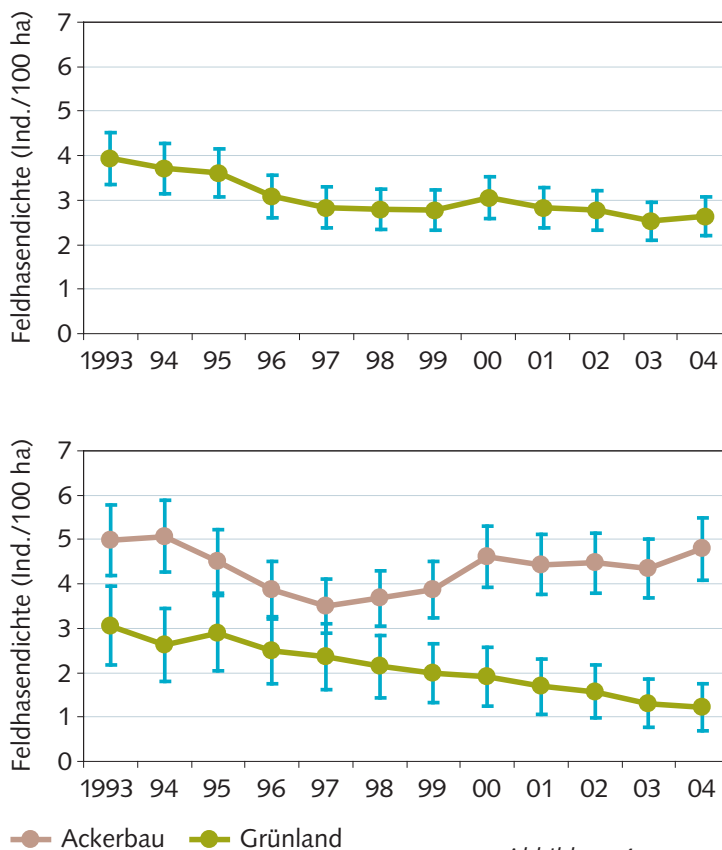


Abbildung 4: Entwicklung der Feldhasendichte (Ind./100 ha) zwischen 1993 und 2004 (mit Standardfehlern) in 57 Untersuchungsgebieten, aufgeteilt nach der Hauptnutzung Ackerbau (35 Gebiete) und Grünland (22 Gebiete).

**Tabelle 1. Mittlere Flächenanteile (%) in 42 der 57 Feldhasen-Untersuchungsgebiete pro Jahr und Landnutzungstyp von folgenden beitragsberechtigten öAF-Typen: Typ 1 (*Extensiv genutzte Wiese*), Typ 4 (*Wenig intensiv genutzte Wiese*), Typ 5 (Streuefläche), Typ 7 (Bunt- und Rotationsbrache), Typ 8 (Dichte von Hochstamm-Feldobstbäumen in Stk./ha), Typ 10 (Hecken, Feld- und Ufergehölze mit Krautsaum), Typ komb. (Summe der Anteile der öAF-Typen 1, 4, 5, 7 und 10)**

Jahr	Typ 1		Typ 4		Typ 5		Typ 7		Typ 8		Typ 10		Typ komb.	
	A	G	A	G	A	G	A	G	A	G	A	G	A	G
1993	0,35	1,23	0,05	0,04	0,00	0,41	0,00	0,00	0,07	0,39	0,03	0,00	0,43	1,69
1994	0,74	1,64	0,09	0,14	0,01	0,50	0,01	0,00	0,09	0,47	0,05	0,01	0,90	2,28
1995	1,15	1,84	0,11	0,16	0,01	0,55	0,02	0,00	0,09	0,53	0,08	0,03	1,36	2,58
1996	1,68	2,24	0,18	0,30	0,01	0,56	0,03	0,00	0,11	0,56	0,09	0,04	2,00	3,14
1997	2,15	2,70	0,32	0,51	0,01	0,74	0,12	0,00	0,12	0,52	0,12	0,05	2,73	3,99
1998	2,54	3,33	0,40	1,02	0,01	1,03	0,17	0,07	0,13	0,49	0,15	0,12	3,36	5,57
1999	3,11	4,72	0,30	1,33	0,06	2,82	0,18	0,08	0,16	0,74	0,18	0,16	3,83	9,11
2000	3,42	5,22	0,33	1,40	0,10	3,32	0,32	0,16	0,19	0,75	0,20	0,17	4,36	10,28
2001	4,01	5,84	0,37	1,49	0,15	3,57	0,51	0,22	0,20	0,76	0,21	0,17	5,25	11,30
2002	4,32	5,72	0,53	1,56	0,19	3,10	0,63	0,33	0,18	0,69	0,25	0,16	5,92	10,87
2003	4,87	6,48	0,43	1,56	0,36	5,57	0,80	0,46	0,21	0,93	0,26	0,21	6,72	14,29
2004	5,21	6,65	0,47	1,67	0,49	5,70	0,58	0,48	0,25	0,97	0,28	0,21	7,03	14,72

A = Ackerbau; G = Grünland

auch in Grünlandgebieten war der durchschnittliche Anteil der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4), der Bunt- und Rotationsbrachen (Typ 7) sowie der Hecken, Feld- und Ufergehölze mit Krautsaum (Typ 10) an der Feldfläche in den Untersuchungsgebieten jeweils kleiner als in den entsprechenden Schweizer Gemeinden. Der Unterschied (in % der Feldfläche) machte 1,2 % beim Typ 4 sowie 0,1 % beim Typ 7 und beim Typ 10 aus. Gemäss Tabelle 1 wiesen die Untersuchungsgebiete im Grünland einen recht hohen Streueflächenanteil auf. Dies ist jedoch auf ein kleines Untersuchungsgebiet von 80 ha Grösse mit einem Streueflächenanteil von 40 % zurückzuführen.

### **Zusammenhang zwischen ökologischem Ausgleich und Entwicklung der Feldhasenbestände**

Der mittlere Flächenanteil der angemeldeten beitragsberechtigten öAF-Typen veränderte sich über die Untersuchungsperiode beträchtlich – und zwar in Ackerbaugebieten oft anders als in Grünlandgebieten (Tab. 1). Diese Veränderungen sind bei der Interpretation der folgenden Analysen in Betracht zu ziehen. So sollten projizierte Bestandsindizes (Abb. 5) nur im Bereich der effektiv beobachteten Variation der Flächenanteile interpretiert werden. Diese Bereiche können je nach Landnutzung unterschiedlich sein.

Der prozentuale Gesamtanteil der öAF (Summe der öAF-Typen 1, 4, 5, 7 und 10) zeigte eine signifikante Korrelation mit der Entwicklung der Feldhasendichte in den Schweizer Tieflagen: Die Interaktion Landnutzung mit Prozentanteil war signifikant (Chiquadrat=8,19,  $p=0,004$ ), was besagt, dass der Einfluss des prozentualen Gesamtanteils der öAF je nach Landnutzung unterschiedlich war (Details siehe Holzgang *et al.* 2005). Die Modellvorhersagen zeigten, dass der Einfluss des prozentualen Gesamtanteils der öAF in Ackerbaugebieten positiv, in Grünlandgebieten hingegen praktisch nicht messbar war (Abb. 5).

Betrachtet man die einzelnen öAF-Typen, so ergibt sich folgendes Bild: Der Anteil *Extensiv genutzter Wiesen* (öAF-Typ 1) hatte einen signifikanten Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung im Ackerland, nicht aber im Grünland. Sowohl der Anteil *Wenig intensiv genutzte Wiesen* (öAF-Typ 4) als auch der Anteil der Streueflächen (öAF-Typ 5) zeigte keinen signifikanten Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung. Der Anteil Buntbrachen (öAF-Typ 7) hatte knapp keinen signifikanten Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung des Feldhasen (Interaktion Prozentanteil mit Jahr(lin): Chiquadrat=3,65,  $p=0,056$ ). Die



Modellvorhersagen zeigten, dass ein hoher Brachenanteil zu Beginn der Studie mit einer etwas kleineren, zum Schluss der Studie hingegen mit einer höheren Feldhasendichte assoziiert war. Die Analyse der Dichte der Hochstamm-Feldobstbäume (öAF-Typ 8) ergab eine signifikante Dreifachinteraktion Landnutzung x Dichte x Jahr(quad) (Chiquadrat=4,12,  $p=0,042$ ). Die Modellvorhersagen zeigten im Ackerland einen Zusammenhang von hoher Baumdichte mit einer niedrigeren, im Grünland hingegen eher mit einer höheren Feldhasendichte. Der Anteil Hecken und Feld- und Ufergehölze mit Krautsaum (öAF-Typ 10) hatte einen signifikanten Zusammenhang mit der Bestandsentwicklung. Wider Erwarten zeigten aber die Modellvorhersagen, dass im Ackerland zu Beginn der Studie ein kleinerer Anteil dieses Typs mit einer höheren und zum Schluss der Studie mit einer etwa konstanten Dichte assoziiert war. Im Grünland hingegen ging ein höherer Anteil dieses Typs immer mit einer kleineren Dichte einher.

### Positive Feldhasenbestandsentwicklungen dank engagierter ökologischer Aufwertung in drei Untersuchungsgebieten

Seit 1991 wertet die Schweizerische Vogelwarte in der Champagne genevoise (GE) und im Klettgau (SH) zusammen mit dem Bund und den Kantonen sowie mit finanzieller Unterstützung von privater Seite intensiv genutztes Landwirtschaftsland auf mehreren Quadratkilometern ökologisch auf. Im St. Galler Rheintal ist die Stiftung Pro Riet Rheintal mit Beteiligung der Schweizerischen Vogelwarte sehr aktiv. Neben einem grossen Aufwand für die Motivation und Beratung der Bewirtschafter wurde zusätzlich zu den Sockelbeiträgen nach der DZV ein finanzieller Anreiz geboten. Eingesäte und spontan begrünete Buntbrachen wurden gezielt gefördert. In allen drei Regionen konnte dank des grossen Engagements ein Gebiet jeweils besonders stark aufgewertet werden. Diese waren im Vergleich zu angrenzenden, durchschnittlichen Gebieten, in denen die Landwirte ohne spezielle Beratung öAF angelegt haben, ökologisch wesentlich stärker aufgewertet. Insbesondere die Fläche an qualitativ hochwertigen öAF war hier höher als in der Umgebung. Im Folgenden wird das stark aufgewertete Gebiet «Aufwertungsfläche», die angrenzende Fläche «Referenzfläche» genannt.

In den beiden Ackerbaugebieten Champagne genevoise und Klettgau hat der Feldhasenbestand in der Aufwertungsfläche gegenüber der Referenzfläche deutlich zugenommen (Abb. 6). Allerdings waren sechs respektive neun Jahre nötig, bis sich eine unterschiedliche Entwicklung abzuzeichnen begann. Ein Anteil von 5 bis 8 % hochwertiger ökologischer Ausgleichsflächen (auf die Feldfläche bezogen) scheint zu deutlich höheren Feldhasenbeständen zu führen. Im Grünlandgebiet im St. Galler Rheintal war der Feldhasenbestand in der Aufwertungsfläche ab 2001 zwar ebenfalls deutlich höher als in der Referenzfläche

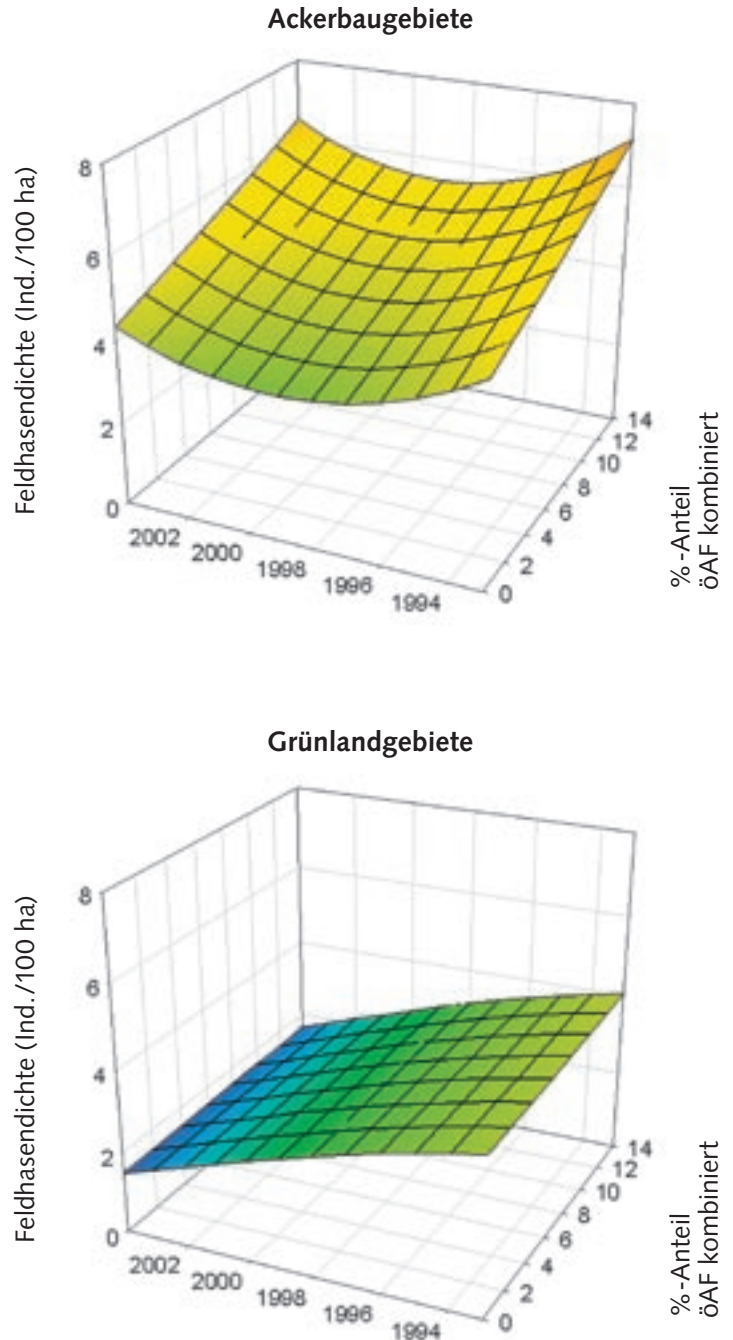
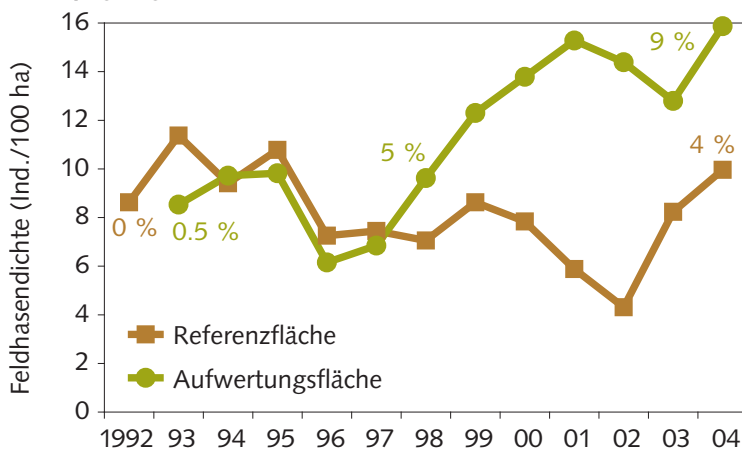


Abbildung 5: Effekt des prozentualen Anteils beitragsberechtigter ökologischer Ausgleichsflächen auf die Feldhasendichte (Ind./100 ha) in Acker- und Grünlandgebieten.



### Champagne genevoise



### Klettgau

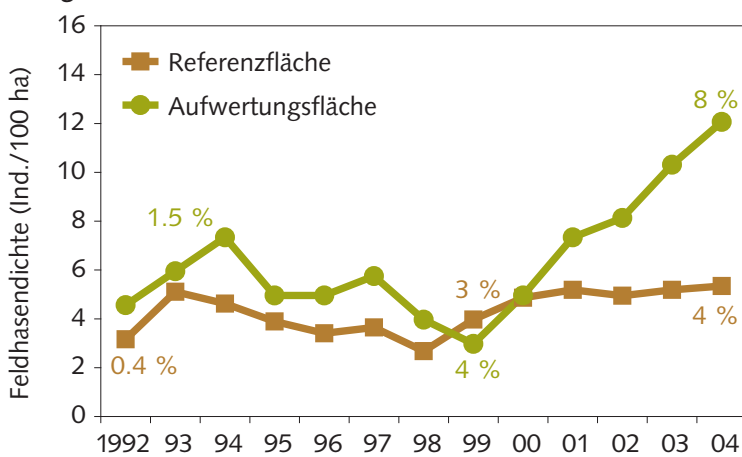


Abbildung 6:

Feldhasenbestandsentwicklung in ökologisch stark aufgewerteten Gebieten (Aufwertungsfläche) im Vergleich zu nach dem Landwirtschaftsgesetz aufgewerteten Gebieten (Referenzfläche) in der Ackerbauzone. Prozentzahlen: Anteil wertvoller ökologischer Ausgleichsflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

### St. Galler Rheintal

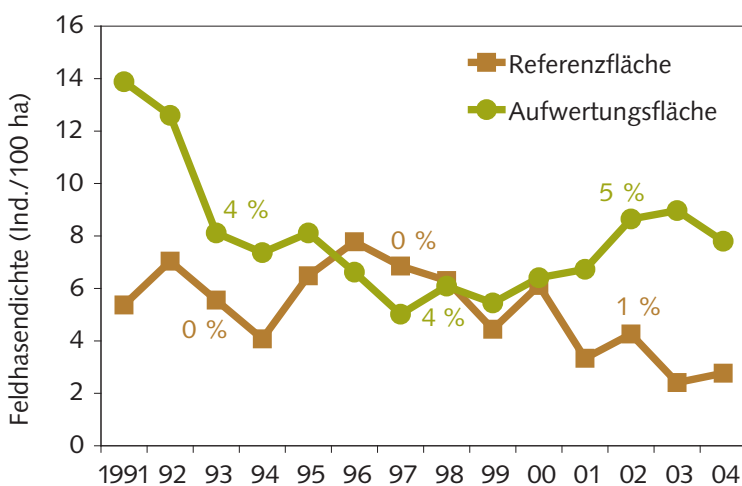


Abbildung 7:

Entwicklung des Feldhasenbestands im Grünland in einem ökologisch stark aufgewerteten Gebiet (Aufwertungsfläche) im Vergleich zu Gebieten, die «nur» nach dem Landwirtschaftsgesetz aufgewertet wurden (Referenzfläche). Prozentzahlen: Anteil wertvoller ökologischer Ausgleichsflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

(Abb. 7). Trotzdem ist der Bestand auch in der Aufwertungsfläche nach wie vor tiefer als zu Beginn der Zählungen – obwohl etwa 5 % hochwertige ökologische Ausgleichsflächen und insgesamt rund 18 % naturnahe Flächen im Gebiet existieren. Etwa ein Drittel der naturnahen Flächen sind allerdings Feuchtgebiete mit einem hohen Anteil an Streueflächen mit Wassergräben und somit für den Feldhasen nicht optimal. In der Referenzfläche sind die Feldhasenbestände auf dem tiefsten Niveau seit Beginn der Feldhasenzählungen.

### Brachflächen werden im Frühjahr bevorzugt

Die Habitatzusammensetzung der Zonen mit Hasen im Vergleich zu jener des gesamten Untersuchungsgebiets (Angebot) unterschied sich signifikant sowohl zur Zeit der Frühjahrs- (Wilks'  $\lambda=0,238$ , Chiquadrat=25,8, FG=7, P= 0,004) als auch der Herbsttaxationen (Wilks'  $\lambda=0,129$ , Chiquadrat=30,7, FG=7, P=0,001). Im Frühjahr waren Brachflächen, Ackerfrüchte (Gemüse, Getreide, Zwischenfrüchte, Raps), Kies- und Graswege sowie Grünland höher rangiert als die übrigen Habitattypen. Zudem unterschieden sie sich signifikant von diesen (Tab. 2). Im Frühjahr hielten sich Hasen demnach nachts (Aktivitätsphase) bevorzugt in Zonen mit Brachflächen und Ackerfrüchten auf. Im Herbst waren Ackerfrüchte sowie Kies- und Graswege signifikant höher rangiert als die übrigen Habitattypen (Tab. 3).

### Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Insgesamt betrachtet haben die Feldhasenbestände in den Tieflagen der Schweiz seit 1993 weiter abgenommen. Der Feldhase scheint somit keine Reaktion auf den ökologischen Ausgleich zu zeigen. Allerdings könnte es sein, dass der Bestand ohne diese Massnahme noch stärker abgenommen hätte. Es wäre also verfehlt zu sagen, dass der ökologische Ausgleich für den Feldhasen bedeutungslos sei.

In unseren Untersuchungsgebieten sind die Feldhasendichten in der Ackerbauzone wie in Grossbritannien (Vaughan *et al.* 2003) höher als im Grünland. Zudem zeigen Unter-

**Tabelle 2. Vereinfachte Rangierungsmatrix für Frühjahrstaxationen. Verglichen wurde die proportionale Habitatzusammensetzung in Zonen mit Hasen mit jener im ganzen Untersuchungsgebiet. Die Habitat-typen sind absteigend nach relativer Nutzung geordnet (Rang 7 = höchster Rang)**

Rang		Brache	Acker	Kiesweg	Grünland	Gehölz	Versiegelt	Diverse	Wald
7	Brache		+	+	+++	+++	+++	+++	+++
6	Acker	-		+	+++	+++	+++	+++	+++
5	Kiesweg	-	-		+	+++	+++	+++	+++
4	Grünland	---	---	-		+++	+++	+++	+++
3	Gehölz	---	---	---	---		+	+	+
2	Versiegelt <sup>1)</sup>	---	---	---	---	-		+	+
1	Diverse	---	---	---	---	-	-		+
0	Wald	---	---	---	---	-	-	-	

N = 18 Untersuchungsgebiete

<sup>1)</sup> Siedlungsgebiete, versiegelte Wege, Sportanlagen und Gewächshäuser

+++ und --- bedeuten eine signifikante Abweichung vom Angebot bei  $p < 0,05$

**Tabelle 3. Vereinfachte Rangierungsmatrix für Herbsttaxationen. Verglichen wurde die proportionale Habitatzusammensetzung in Zonen mit Hasen mit jener im ganzen Untersuchungsgebiet. Die Habitat-typen sind absteigend nach relativer Nutzung geordnet (Rang 7 = höchster Rang)**

Rang		Acker	Kiesweg	Grünland	Gehölz	Diverse	Brache	Wald	Versiegelt
7	Acker		+	+++	+++	+++	+	+++	+++
6	Kiesweg	-		+++	+++	+	+	+++	+++
5	Grünland	---	---		+	+	+	+	+++
4	Gehölz	---	---	-		+	+	+	+++
3	Diverse	---	-	-	-		+	+	+++
2	Brache	-	-	-	-	-		+	+
1	Wald	---	---	-	-	-	-		+
0	Versiegelt <sup>1)</sup>	---	---	---	---	---	-	-	

N = 15 Untersuchungsgebiete

<sup>1)</sup> Siedlungsgebiete, versiegelte Wege, Sportanlagen und Gewächshäuser

+++ und --- bedeuten eine signifikante Abweichung vom Angebot bei  $p < 0,05$

suchungsgebiete in der Ackerbauzone im Gegensatz zu solchen im Grünland seit 1997 im Durchschnitt wieder leicht positive Tendenzen. Die positive Tendenz korreliert signifikant mit dem Flächenanteil der beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen – obwohl ihre Qualität mehrheitlich ungenügend ist (Kohli *et al.* 2004) und es mehrere Jahre dauern wird, bis qualitativ gute Ausgleichsflächen entstehen, die ihre ökologische Funktion voll erfüllen können. Unsere Vergleichsstudien zeigen, dass es auch in stark aufgewerteten Gebieten sechs bis neun Jahre dauert, bis sich beim Feldhasen positive Tendenzen zeigen. Die Resultate in zwei Ackerbaugebieten deuten zudem darauf hin, dass ein Anteil von mehr als 5 % ökologisch wertvoller Ausgleichsflächen benötigt wird, damit die Feldhasenbestände profitieren. Bei 23 untersuchten Gebieten im Talgebiet betrug aber der Anteil ökologisch qualitativ hochstehender Ausgleichsflächen an der Feldfläche durchschnittlich nur 2 % (Kohli *et al.* 2004).

Die Überlebensrate der Junghasen beeinflusst im Wesentlichen den Reproduktionserfolg und die Bestandesveränderungen (Bray *et al.* 2002). In Ackerbaugebieten kann vermutlich genügend Nachwuchs aufgezogen werden, da mindestens während einer kurzen Zeit grossflächig Zonen vorhanden sind, die lückig sind und nicht gemäht werden und damit eine Aufzucht ermöglichen. Die direkte Mortalität der Jungtiere durch Vermähen ist in Raps- und Getreidefeldern gering (weniger als 5 %), verglichen mit Wiesen (17 %) oder Luzernefeldern (45 %) (Kaluzinski und Pielowski 1976). Hohe Herbstdichten sind gemäss Panek und

Kamieniarz (1999) positiv mit permanenten deckungsgebenden Strukturen (ohne Bäume) korreliert, wie sie hierzulande beispielsweise mit Bunt- und Rotationsbrachen oder Niederhecken mit Krautsaum erreicht werden. Hecken und Wälder (Tapper und Barnes 1986) oder andere landwirtschaftlich nicht genutzte Habitatstrukturen (Peschel *et al.* 2004) werden gerne für den Tageseinstand benutzt. In schneereichen Wintern, wenn Gräser und Kräuter nur schwer zugänglich sind, werden zudem Gehölze (vor allem junge Büsche mit dünneren Trieben) gerne verbissen (Rödel und Völkl 2002).

In mehreren europäischen Studien wurde ein positiver Zusammenhang zwischen Brachflächen und Feldhasenbestand festgestellt (Smith *et al.* 2005). Brachen wurden bei unserer Untersuchung im Frühjahr während den Aktivitätsphasen deutlich bevorzugt und sind nicht nur als Deckung von Bedeutung. Sie bieten je nach Alter und Pflege auch aufgrund der Artenvielfalt einen grösseren Anteil an Pflanzenteilen mit hohem Fettgehalt, wie er für ein höheres Geburtsgewicht, eine bessere Milchleistung der Häsinnen und damit für schnelleres Wachstum der Jungen von Bedeutung ist (Hackländer *et al.* 2002a, Hackländer *et al.* 2002b, Ruf 2003).

### **Empfehlungen für Ackerbaugebiete**

In vielen Ackerbaugebieten ist der Feldhasenbestand nach wie vor gering. Hier kann der Feldhase mit ökologisch wertvollen Ausgleichsflächen gefördert werden. Gemäss dem Landschaftskonzept Schweiz (BUWAL und BRP 1998) wird in absehbarer Zeit ein Anteil von 10 % qualitativ wertvollen öAF angestrebt. Der Feldhase dürfte davon deutlich profitieren. Dies haben unsere Erfahrungen aus dem Klettgau und der Champagne genevoise gezeigt. Gefördert werden sollten vor allem Bunt- und Rotationsbrachen, Hecken mit Krautsaum und *Extensiv genutzte Wiesen*. Beim Getreide kann mit weitreihigen Saaten (Saatreihenabständen von über 20 cm) ein zu dichter Pflanzenwuchs verhindert und damit die für den Feldhasen nutzbare Fläche massiv vergrössert werden (Rühe 1999, 2000). Versuche, wie sie IP-Suisse derzeit in Weizenfeldern zur Förderung der Feldlerche durchführt (Jenny 2004), werden vermutlich auch dem Feldhasen zu Gute kommen. Die räumliche Lage von ökologischen Ausgleichsflächen relativ zum Wegnetz sollte mehr beachtet werden. So verlieren lineare Strukturen wie Hecken oder Buntbrachen viel von ihrem ökologischen Wert, wenn sie entlang eines Weges verlaufen. Permanente Störungen durch Fahrzeuge, Fussgänger und Hunde (ob angeleint oder nicht) machen diese Flächen für Hasen praktisch nutzlos, denn auch bei guter Deckung wird dort die Fluchtdistanz unterschritten. Lineare Strukturen sollten daher mit der Stirnseite an einen Weg grenzen.

### **Empfehlungen für Grünlandgebiete**

Im Grünland haben die Feldhasenbestände trotz ökologischem Ausgleich weiterhin abgenommen. Vermutlich sind hier Quantität und Qualität der ökologischen Ausgleichsflächen weitgehend ungenügend. Die Vergleichsstudie im St. Galler Rheintal zeigt aber, dass die Feldhasenbestände mit gezielter ökologischer Aufwertung mit wertvollen Flächen auch in Grünlandgebieten gefördert werden können. Allerdings ist im St. Galler Rheintal der Anteil an naturnahen Flächen (wertvolle ökologische Ausgleichsflächen und Naturschutzflächen zusammen gerechnet) mit rund 18 % sehr hoch. Ein solcher Wert wird wohl nur in wenigen Gebieten erreicht werden können. Daher werden zusätzlich zu den öAF weitere Massnahmen benötigt, um den Feldhasen im Grünland zu fördern. Smith *et al.* (2004) schlagen für Grossbritannien eine Erhöhung des Brachlandanteils und eine geringere Bestossung der Weiden vor. Da Feldhasen mit Vieh bestossene Weiden meiden (Barnes *et al.* 1983), sollte nicht zu grossflächig beweidet werden. Anstelle von Zäunen könnten die Felder mit mehreren Metern breiten Saumstrukturen wie Niederhecken (ohne Bäume) oder Krautsäumen abgegrenzt werden. Wenn damit ein Netz von Saumstrukturen aufgebaut werden kann, dürfte dies ökologisch wesentlich mehr bringen als *Wenig intensiv genutzte Wiesen* – nicht nur für den Feldhasen. Mit einem veränderten Mahdregime oder angepasster Mähtechnik

können vor allem bei Jungtieren die direkten Verluste durch Vermähen gesenkt werden. Allerdings sollte das ökologischere Bewirtschaftungsverfahren vergütet werden, da verringerte Futtermengen oder Futterqualität und eventuell auch ein Mehraufwand anfallen. Untersuchungen von Stein-Bachinger und Fuchs (2004) auf einem 1'250 ha grossen Naturschutzhof in Deutschland zeigen interessante Resultate. So wurden auf dem Hof vier- bis fünfmal höhere Feldhasendichten gezählt als im brandenburgischen Durchschnitt. Einige der dort verwendeten Bewirtschaftungstechniken sind auch für die Schweiz prüfenswert. Das gilt beispielsweise für ein auf sieben Wochen verlängertes Mahdintervall zwischen dem ersten und dem zweiten Schnitt (was allerdings grosse Futterqualitätsverluste mit sich bringt). Als Alternative bietet sich ein erster Schnitt mit einer Schnitthöhe von mindestens 10 cm an, was geringere ökonomische Einbussen zur Folge hat. Der 2. Schnitt erfolgt praxisüblich. In der Schweiz sollte unbedingt eine Kombination von Saumstrukturen als Felderabgrenzung und angepasster Mahdtechnik getestet und ihr Einfluss auf die Feldhasenbestände und weitere Tiergruppen untersucht werden.

### Dank

Wir möchten uns bei folgenden Institutionen und Personen speziell bedanken: BUWAL und BLW für die finanzielle Beteiligung; den beteiligten kantonalen Jagdverwaltungen für finanzielle Unterstützung oder erbrachte Eigenleistungen; den regionalen Koordinatoren für die Organisation der Zählungen; den vielen Wildhütern, Jägern, Naturschützern oder anderen Freiwilligen für die Durchführung der Zählungen; L. Kohli, C. Marfurt und G. Hilke Peter für Datensammlung, Datenaufbereitung und Datenauswertung mit GIS; L. Jenni, S. Birrer und R. Spaar für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

### Literatur

- Aebischer N., Robertson P. und Kenward R., 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74, 1313-1325.
- Barnes, R.F.W., Tapper S.C. und Williams J., 1983. Use of pastures by brown hares. *Journal of Applied Ecology* 20, 179-185.
- Bray Y., Marboutin E., Péroux R. und May R., 2002. Variabilité du bilan de la reproduction chez le Lièvre d'Europe: parts respectives de la fécondité des hases et de la survie des levrauts. ONCFS Rapport Scientifique 2001, 16-23.
- BUWAL und BRP, 1998. Landschaftskonzept Schweiz. Teil 1 Konzept; Teil 2 Bericht. Konzepte und Sachpläne. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Bundesamt für Raumplanung, Bern. Eidgenössische Jagdstatistik: [http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg\\_wild/dienstleistungen/jagdstatistik/index.html](http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_wild/dienstleistungen/jagdstatistik/index.html)
- Hackländer K., Klasek E., Ruf T. und Arnold W., 2002a. Feldhasen: Führen Brachen zu höheren Besätzen? *Schweizer Jäger* 10, 64-66.
- Hackländer K., Tataruch F. und Ruf T., 2002b. The effect of dietary fat content on lactation energetics in the European hare (*Lepus europaeus*). *Physiological and Biochemical Zoology* 75, 19-28.
- Haerer G., Nicolet J., Bacciarini L., Gottstein B. und Giacometti M., 2001. Todesursachen, Zoonosen und Reproduktion bei Feldhasen in der Schweiz. *Arch. Tierheilk.* 143, 193-201.
- Holzgang O., Heynen D. und Kéry M., 2005. Comeback beim Feldhasen dank ökologischem Ausgleich? *Schweizerische Vogelwarte, Sempach*.
- Jenny, M., 2004. Wildtierfreundlicher Getreidebau – Die IP-SUISSE fördert die Feldlerche. IP-SUISSE und Schweizerische Vogelwarte, Zollikofen und Sempach.
- Kaluzinski J. und Pielowski Z., 1976. The effect of technical agricultural operations on the hare population. In: Pielowski, Z. (Hrsg.), *Ecology and management of European brown hare populations*. Proc. Int. Symp. Warszawa. 205–211.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Entwicklung der Bestände typischer Kulturlandvögel und ihrer Lebensräume. Erfolgskontrolle ökologischer Ausgleichsflächen. *Schweizerische Vogelwarte, Sempach*.
- Littell R.C., 2002. Analysis of unbalanced mixed model data: A case study comparison of ANOVA results versus REML/GLS. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 7, 472-490.



- Littell R.C., Milliken G.A., Stroup W.W. und Wolfinger R.D., 1996. SAS System for Mixed models, Cary, NC. SAS Institute Inc.
- Nievergelt B., Hausser J., Meylan A., Rahm U., Salvioni M. und Vogel P., 1994. Rote Liste der gefährdeten Säugetiere der Schweiz (ohne Fledermäuse). In: Duelli P. (Hrsg.), Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 20-21.
- Panek M. und Kamieniarz R., 1999. Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1982-1995. Acta Theriologica 44, 67-75.
- Payne R.W. (Hrsg.), 2003. The Guide to GenStat Release 7.1., Part 2: Statistics. VSN International, Oxford/UK.
- Peschel U., Fuchs S., Klar N. und Voigt C.C., 2004. Home range and habitat use of the brown hare (*Lepus europaeus*) on organic farmland. Wissenschaftliches Poster zum 5th International Symposium on Physiology, Behaviour and Conservation of Wildlife, Berlin, 26.-29.9.2004.
- Pfister H.P., 1978. Einführung in die Methodik der Scheinwerfertextation. Dokumentationsstelle für Wildforschung, Zürich.
- Pfister H.P., Kohli L., Kästli P. und Birrer S., 2002. Feldhase. Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt 334, BUWAL & Schweizerische Vogelwarte, Bern & Sempach.
- Pinheiro J.C. und Bates D.B., 2000. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Springer-Verlag, New York.
- Rödel H.G. und Völkl W., 2002. Überleben im Schnee. Verbissgehölze für den Feldhasen. Pirsch 21, 4-7.
- Ruf T., 2003. Von Feldhasen, Pflanzen und Fettsäuren. Schweizer Jäger 5, 22-25.
- Rühe F., 1999. Effect of stand structures in arable crops on brown hare (*Lepus europaeus*) distribution. Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. 16, 317-337.
- Rühe F., 2000. Ausgesperrt? Grüngelbe Gitter. Wild und Hund, 36-40.
- Smith R.K., Vaughan Jennings N. und Harris S., 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. Mammal Review 35, 1-24.
- Smith R.K., Vaughan Jennings N., Robinson A. und Harris S., 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? Journal of Applied Ecology 41, 1092-1102.
- Stein-Bachinger K. und Fuchs S., 2004. Wie kann der Lebensraum Acker im grossflächigen Ökologischen Landbau für Feldvögel und Feldhase optimiert werden? In: Rahmann G. und van Elsen T. (Hrsg.), Naturschutz als Aufgabe des Ökologischen Landbaus. Landbauforschung Völkenrode FAL Agricultural Research, Braunschweig. 1-13.
- Tapper S.C. und Barnes R.F.W., 1986. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). Journal of Applied Ecology 23, 39-52.
- Thompson, R. und Welham S.J., 2003. REML analysis of mixed models. In: Payne (Hrsg.), The Guide to GenStat Release 7.1., Part 2: Statistics. VSN International, Oxford/UK. 513-607.
- Vaughan N., Lucas E.-A. und Harris S., 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales implications for farmland management. Journal of Applied Ecology 40, 163-175.

Graue Flächen:  
Regionen mit land-  
wirtschaftlichem  
Schwerpunkt in der  
Verkehrsmilchpro-  
duktion; schraffierte  
Flächen: Regionen  
mit starkem Touris-  
musbetrieb.

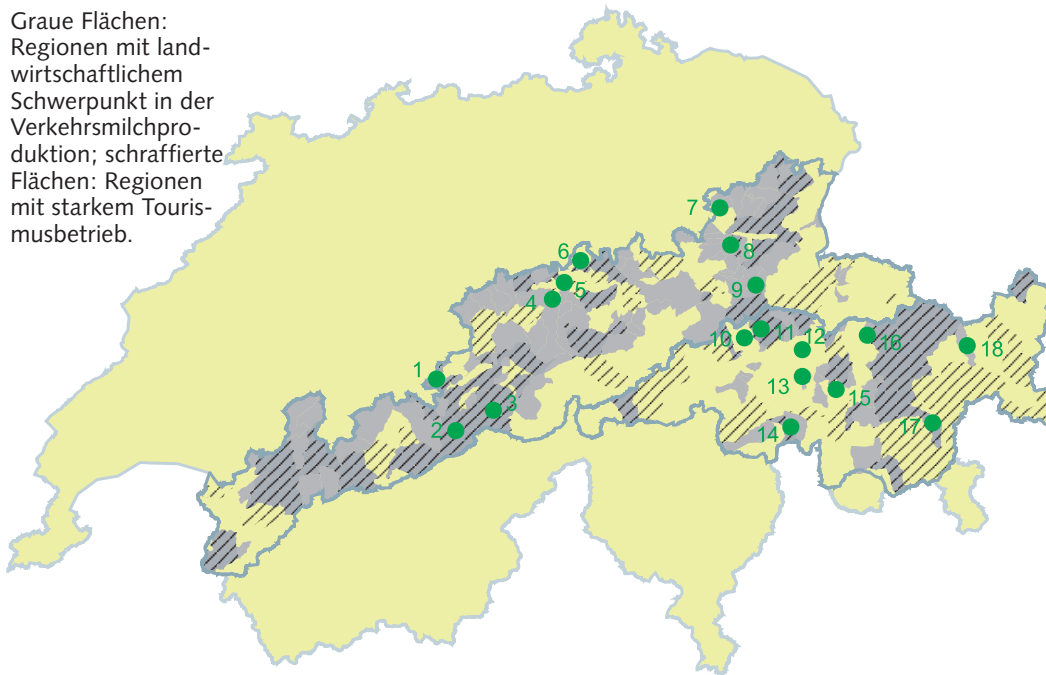


Abbildung 1:  
Die Untersuchungs-  
gebiete. Nordalpen:  
1 Beatenberg  
2 Lauterbrunnen  
3 Grindelwald  
4 Ennetmoos  
5 Greppen  
6 Stansstad  
7 Kaltbrunn  
8 Mollis  
9 Matt  
Östliche Zentralalpen:  
10 Siat  
11 Falera  
12 Rhäzüns  
13 Flerden  
14 Splügen  
15 Stierva  
16 Peist  
17 La Punt  
18 Lavin

## 9 Die Qualität von ökologischen Ausgleichsflächen in den «Nordalpen» und den «Östlichen Zentralalpen»

Sebastian Hoehstetter, Dorothea Kampmann und Suzanne Dreier

In zwei biogeografischen Regionen des Berggebietes wurde die Pflanzenartenvielfalt und Pflanzenzusammensetzung von Wiesen, die als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet waren, mit derjenigen von intensiv genutzten Naturwiesen verglichen. Knapp zwei Drittel der beobachteten Pflanzenarten kamen nur in Wiesen des ökologischen Ausgleichs vor. Die durchschnittliche Artenzahl in diesen Wiesen lag zudem signifikant höher als in den Vergleichsflächen. 82 % der untersuchten Wiesen des ökologischen Ausgleichs erfüllten die Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung. Gefährdete Arten der *Roten Liste* waren in den Wiesen des Berggebietes aber selten.

Ähnlich wie im Mittelland hat die Industrialisierung in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts auch in den Schweizer Alpen zu einer tief greifenden Umstrukturierung des Agrarraumes geführt. Die Aufgabe vieler traditioneller Bewirtschaftungsmethoden, intensivere Beweidung, verändertes Mahdregime, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und eine Vergrösserung der Sömmerungsgebiete führten vor allem im Grasland zu Veränderungen in der botanischen Zusammensetzung der Vegetation (Bätzing 1994). Viele ehemals artenreiche Wiesen der montanen und subalpinen Zone wurden vernachlässigt oder durch Düngung und häufigen Schnitt intensiver genutzt. Solche Nutzungsveränderungen sind meist mit Veränderungen in der Artenzusammensetzung und einem Rückgang der Biodiversität verbunden (Hegg *et al.* 1992, Klötzli *et al.* 1994).

Im Rahmen der Direktzahlungsverordnung (DZV, Bundesrat 1998) wurden im Jahr 2000 in den biogeografischen Regionen «Nordalpen» und «Östliche Zentralalpen» insgesamt 25'000 ha Wiesen als ökologische Ausgleichsfläche (öAF) bewirtschaftet. Die Hälfte davon waren *Extensiv genutzte Wiesen* (Typ 1), die andere Hälfte waren *Wenig intensiv genutzte Wiesen* (Typ 4) (Kap. 3, Abb. 2). Die vorliegende Untersuchung, die im Rahmen des «Nationalen Forschungsprogrammes Landschaften und Lebensräume der Alpen» (NFP 48) durchgeführt wurde, beschäftigte sich mit der Frage, ob im Berggebiet öAF-Wiesen artenreicher sind als intensiv genutzte Naturwiesen.

Sebastian Hoehstetter, Dorothea Kampmann und Suzanne Dreier, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich

## Material und Methoden

In den Jahren 2002 bis 2004 wurde in 10 Gemeinden der Östlichen Zentralalpen (Kanton Graubünden) und 9 Gemeinden der Nordalpen (Kantone Bern, Glarus, Luzern, Nidwalden und St. Gallen) die floristische Zusammensetzung in insgesamt 170 zufällig ausgewählten öAF der Typen *Extensiv genutzte Wiese* (Typ 1) und *Wenig intensiv genutzte Wiese* (Typ 4) untersucht (Abb. 1). Zu jeder öAF wurde eine Vergleichsfläche auf einem intensiv genutzten Wiesenstandort ausgewählt. Auswahlkriterien für die Vergleichsflächen waren eine möglichst geringe räumliche Distanz zur öAF sowie ähnliche physische Standortfaktoren wie Höhenlage, Hangneigung und Exposition. Dieses «Sampling Design» entspricht dem Vorgehen, das auch im Projekt EASY (Kap. 10) gewählt wurde. Auf den Untersuchungsflächen wurden quadratische Aufnahmeflächen mit einer homogen strukturierten Pflanzendecke von 5 x 5 m Grösse abgesteckt und die Gefässpflanzen notiert.

Aus dem Datensatz von 170 Flächenpaaren wurden jene Paare aussortiert, bei denen die Höhendifferenz zwischen der öAF und der zugehörigen intensiv genutzten Naturwiese mehr als 300 m betrug. Dadurch wurde der Einfluss des Standorts auf die Artenzusammensetzung minimiert.

Der so auf 142 Flächenpaare (davon 76 in den Nordalpen und 66 in den Östlichen Zentralalpen) reduzierte Datensatz bildete die Grundlage für die Vergleiche zwischen den zwei Bewirtschaftungsformen öAF-Wiese und intensiv genutzte Wiese. Verglichen wurden die durchschnittliche Artenzahl, die Anteile der Flächen mit Arten der *Roten Listen*, die Anteile der Flächen mit genügend Arten der Artenlisten der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV, Bundesrat 2001), die typischen Kennarten (Dufrêne und Legendre 1997) sowie die Anteile der Flächen, die den Wiesentypen nach Dietl und Jorquera (2003) zugeordnet werden konnten.

### Standortvergleich

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Standortbedingungen der öAF-Wiesen und der Vergleichsflächen. Dazu wurden für beide Bewirtschaftungsformen die Mittelwerte und die Extremwerte von Höhenlage, jährlicher Niederschlagssumme, Feuchtigkeitsindex (Differenz zwischen der durchschnittlichen Niederschlagsmenge und der potenziellen Evapotranspiration), potenzieller Evapotranspiration, «Gradtage» (Temperatursumme der Werte oberhalb 10 Grad C) und potenzieller Direktstrahlung ermittelt und auf Unterschiede getestet.

Aus der Tabelle 1 wird ersichtlich, dass für keinen der ausgewählten Faktoren wesentliche Unterschiede zwischen den Standorten mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen bestanden und der Einfluss des Standorts auf die Artenzusammensetzung durch die Flächenauswahl minimiert werden konnte. Dies bestätigte die durchgeführte einfaktorische Varianzanalyse (ANOVA), bei der für keinen der Parameter signifikante Unterschiede der Mittelwerte zwischen den beiden Bewirtschaftungsformen öAF und Vergleichsfläche nachgewiesen wurden. Es kann deshalb angenommen werden, dass botanische Unterschiede zwischen den Vergleichsflächen hauptsächlich durch die unterschiedliche Bewirtschaftung verursacht wurden. Die öAF waren seit mindestens 5 Jahren als öAF angemeldet. Wie der Zustand der floristischen Artenzusammensetzung bei Einsetzen der Massnahmen war, beziehungsweise wie lange die Bewirtschaftungsform auf den Referenzflächen in der heutigen Art und Weise schon praktiziert wurde, wissen wir nicht. Die am tiefsten gelegenen Flächen fanden sich in der Gemeinde Mollis/GL, die höchsten im Tujetsch/GR.

### Artenzahlen

Auf allen 284 Aufnahmeflächen wurden insgesamt 452 Arten beobachtet. Davon wurden 278 Arten (61,5 %) ausschliesslich auf den öAF-Wiesen angetroffen, während nur 16 Arten (3,5 %) allein auf den intensiv genutzten Naturwiesen gefunden wurden. 158 Arten

**Tabelle 1. Standortvergleich zwischen öAF-Wiesen und Vergleichsflächen**

Standortfaktor		N	Mittelwert	Minimum	Maximum
Höhenlage (m über Meer) <sup>1)</sup>	öAF	142	1'273	421	1'835
	Vergleichsfläche	142	1'239	420	1'868
	Gesamt	284	1'256	420	1'868
Mittlere jährliche Niederschlagssumme 1961–1990 (mm/a) <sup>2)</sup>	öAF	142	1'396	821	2'176
	Vergleichsfläche	142	1'383	818	2'012
	Gesamt	284	1'389	818	2'176
Mittlerer monatlicher Feuchtigkeitsindex (mm/Monat) <sup>2)</sup>	öAF	142	60,2	16,5	12,8
	Vergleichsfläche	142	57,1	12,2	107,5
	Gesamt	284	58,6	12,2	122,8
Potenzielle Evapotranspiration nach Turc (mm/d) <sup>2)</sup>	öAF	142	1,8	1,2	2,7
	Vergleichsfläche	142	1,9	1,3	2,7
	Gesamt	284	1,8	1,2	2,7
Gradtage (d x °C x 10) <sup>2)</sup>	öAF	142	20'822	13'539	33'023
	Vergleichsfläche	142	21'258	13'259	32'870
	Gesamt	284	21'040	13'259	33'023
Mittlere potenzielle Direktstrahlung (kJ/d) <sup>2)</sup>	öAF	142	15'745	9'060	20'319
	Vergleichsfläche	142	16'108	9'106	20'263
	Gesamt	284	15'927	9'060	20'319

(N=Gesamtzahl der untersuchten Flächen)

<sup>1)</sup> DHM25 © 2001 Bundesamt für Landestopographie (DV002207.1), swisstopo, landesweites Höhenmodell, Raster-Auflösung 25 m

<sup>2)</sup> Bioklimatische Karten der Schweiz, © Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) auf Grundlage der Stationsdaten SMA-Meteo Schweiz; 30-jährige Mittelwerte 1961-1990, Raster-Auflösung 25 m

Abbildung 2/oben: Durchschnittliche Anzahl Pflanzenarten pro Aufnahme­fläche nach Bewirtschaftungsform und biogeografischer Region (Fehlerbalken entsprechen  $\pm 1 \times$  Standardabweichung; Stichprobengrößen: Gesamttraum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungsform).

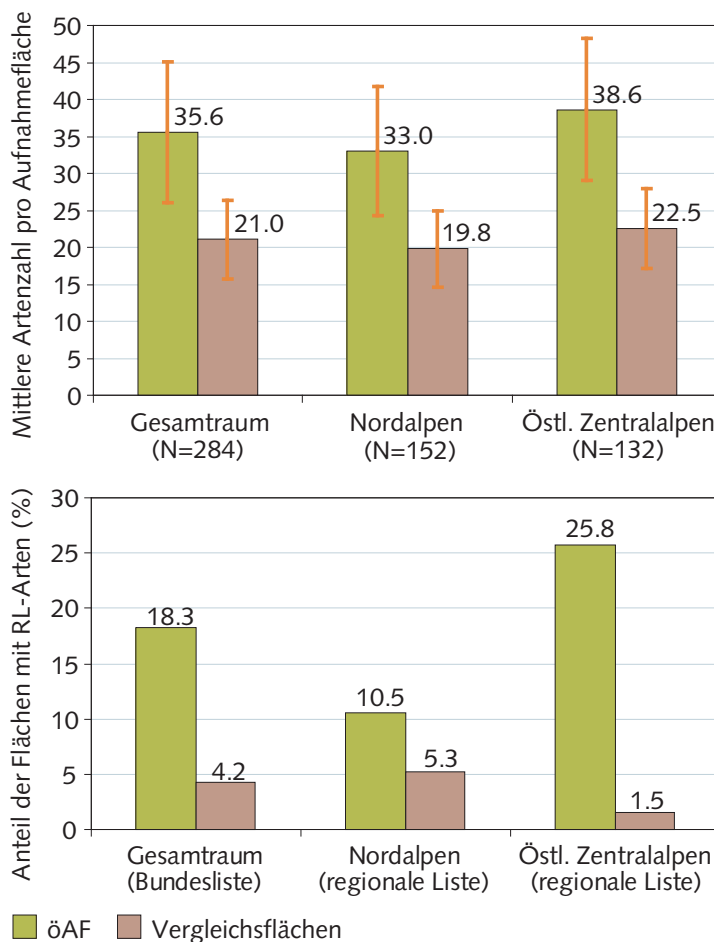
Abbildung 3/unten: Anteile der Flächen mit Vorkommen von Arten der Roten Liste. (Stichprobengrößen: Gesamttraum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungsform).

(35,0 %) waren in beiden Gruppen vertreten. Die öAF zeigten in ihrer Gesamtheit ein deutlich vielfältigeres Artenspektrum. Auch die durchschnittliche Artenzahl pro Aufnahme­fläche war in den untersuchten öAF mit 35,6 Arten höher als in den intensiv genutzten Naturwiesen (21,0 Arten pro Fläche) (Abb. 2).

In der ANOVA erwies sich dieser Unterschied als hochsignifikant ( $p < 0,001$ ). Dieser Trend spiegelte sich in ähnlicher Weise auch bei einer getrennten Betrachtung der beiden biogeografischen Regionen wider, wobei die mittlere Artenzahl in den Östlichen Zentralalpen etwas höher lag. Dort fanden sich auch die Maximalwerte von bis zu 61 Arten pro Aufnahme­fläche. Das Minimum (7 Arten/Fläche) wurde auf extrem intensiv genutzten Wiesen am Vierwaldstätter-See beobachtet.

### Pflanzenarten der Roten Liste

Nebender Artenzahl ist auch das Vorhandensein von gefährdeten Arten der Roten Liste für eine Einschätzung des ökologischen Wertes einer





Wiesenfläche bedeutend. In Abbildung 3 sind für die beiden Bewirtschaftungsformen und für die biogeografischen Regionen die Anteile der jeweiligen Flächen dargestellt, auf denen gefährdete Pflanzenarten der *Roten Listen* (Moser *et al.* 2002) gefunden wurden. Auf 18,3 % aller öAF konnten Arten der *Roten Liste* festgestellt werden. Das sind deutlich mehr als auf den Vergleichsflächen (4,2 %). Auf keiner der Aufnahmeflächen wurde mehr als eine Art der *Roten Liste* gefunden.

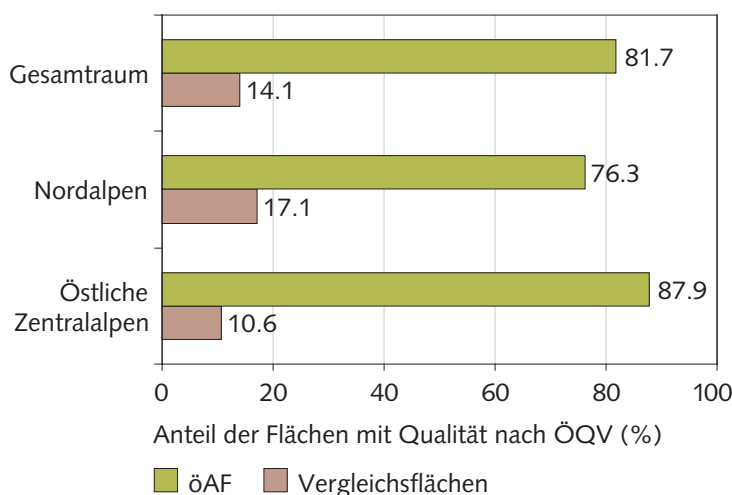
Für die beiden biogeografischen Regionen wurden ausserdem die jeweiligen regionalen *Roten Listen* zur Bewertung hinzugezogen. Dabei fiel der Unterschied zwischen öAF (25,8 %) und Vergleichsflächen (1,5 %) in den Östlichen Zentralalpen besonders deutlich aus, während in den Nordalpen in beiden Bewirtschaftungsformen nur ein relativ kleiner Teil der Flächen als Habitat für regional bedrohte Arten fungiert (10,5 % der öAF und 5,3 % der intensiv genutzten Wiesen) (Abb. 3).

Die potenziell gefährdeten Arten wurden getrennt von den gefährdeten Arten betrachtet. Der Bestand dieser Arten kann als kritisch betrachtet werden und bei anhaltend negativem Trend in den Bereich der gefährdeten Arten abrutschen. Es zeigte sich ein Unterschied zwischen der Bewertung mit der Bundesliste und der jeweiligen regionalen Liste: 7,7 % der öAF-Wiesen und nur 0,7 % der intensiv genutzten Naturwiesen stellten Habitate für potenziell gefährdete Arten dar. Dagegen fanden sich in den Nordalpen auf 50,0 % (öAF) bzw. 42,1 % (Vergleichsflächen) der Aufnahmeflächen potenziell gefährdete Arten der regionalen *Roten Listen*. In der Region der Östlichen Zentralalpen fiel für die potenziell gefährdeten Arten der Unterschied zwischen öAF (Funde auf 47,0 % der Flächen) und Vergleichsflächen (3,0 %) wesentlich deutlicher aus. Die intensiv genutzten Naturwiesen der Nordalpen wiesen nicht nur wenige Arten der *Roten Liste* auf, sondern auch kaum potenziell gefährdete Arten. Wiesenarten mittlerer Verhältnisse sind in den *Roten Listen* generell schlecht vertreten, während Feucht- und Magerwiesenarten etwas häufiger vorkommen. Wiesenarten scheinen demzufolge nicht wesentlich gefährdet zu sein. Die grösseren Anteile von öAF mit potenziell gefährdeten Arten ist aber ein Hinweis darauf, dass öAF-Wiesen einen Beitrag dazu leisten, Arten davor zu bewahren, den Status von gefährdeten Arten zu erhalten. Dies könnte passieren, wenn die Nutzung der öAF-Wiesen intensiviert oder wenn ihre Nutzung aufgegeben würde.

Abbildung 4:  
Anteile der Flächen mit Qualität nach Öko-Qualitätsverordnung (Stichprobengrössen: Gesamttraum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungsform).

### Qualität gemäss ÖQV

Die Wiesen wurden ausserdem anhand der Kriterien der ÖQV bewertet. Es wurde untersucht, ob genügend Indikator-Arten (sowohl der ÖQV-Bundesliste als auch der regional durch die Kantone angepassten Listen) vorkamen, damit die Flächen potenziell zum Bezug von ÖQV-Bonuszahlungen berechtigen würden. Abbildung 4 zeigt die Anteile der Flächen mit Qualität nach den Vorgaben der ÖQV (Bundesliste).



Der Unterschied zwischen öAF und intensiv genutzten Naturwiesen fiel sehr deutlich aus. Im gesamten Untersuchungsraum erfüllten 81,7 % der öAF und nur 14,1 % der Vergleichsflächen die Kriterien der ÖQV. In den beiden biogeografischen Regionen wichen die Anteile etwas ab, bestätigten aber den für den gesamten Untersuchungsraum gültigen Trend.

Bei der Bewertung mit den kantonalen ÖQV-Listen fiel das Ergebnis anders aus: Es ergaben sich deutliche regionale Unterschiede mit einem Erfüllungsgrad der ÖQV-Kriterien bei den öAF von 64,5 % in den Nordalpen und von nur 16,7 % in den Östlichen Zentralalpen. Dieser

Unterschied ist vor allem mit den restriktiveren ÖQV-Kriterien zu erklären, die im Kanton Graubünden zur Anwendung kommen.

### Kennarten

Für die Charakterisierung des Artenbestandes können Kennarten dienen, die aufgrund eines Vergleichs der Stetigkeiten innerhalb der betrachteten Bewirtschaftungsformen als typisch betrachtet werden können. In Tabelle 2 sind die drei wichtigsten Kennarten für die öAF-Wiesen und die Vergleichsflächen angegeben. Die Berechnung dieser Kennarten erfolgte auf der Grundlage von Präsenz/Absenz-Daten nach der Methode von Dufrêne und Legendre (1997).

**Tabelle 2. Kennarten für öAF-Wiesen und Vergleichsflächen mit Stetigkeiten (% der Flächen, auf denen die jeweilige Art beobachtet wurde) und Zeigerwerten nach Landolt (1977)**

Kennarten öAF	Stetigkeit		Zeigerwerte	
	öAF	Vergleichsfläche	F	N
Gemeines Straussgras ( <i>Agrostis capillaris</i> )	64,8%	9,2%	3	2
Blutwurz ( <i>Potentilla erecta</i> ), q	47,2%	2,1%	3	2
Zittergras ( <i>Briza media</i> ), q	41,6%	0,7%	2	2
<b>Kennarten Vergleichsflächen</b>				
Rote Waldnelke ( <i>Silene dioica</i> )	16,9%	52,8%	4	4
Gänseblümchen ( <i>Bellis perennis</i> )	10,6%	47,9%	3	4
Frühlings-Krokus ( <i>Crocus albiflorus</i> )	12,0%	47,2%	3	4

q = Zeigerart der ÖQV-Bundeslisten, F = Feuchtezahl, N = Nährstoffzahl

Unter den drei charakteristischen Arten der öAF befanden sich zwei Kennarten der ÖQV-Bundeslisten (*Potentilla erecta* und *Briza media*). Es sind durchwegs Zeigerarten für mittlere Feuchtigkeitsverhältnisse oder mässige Trockenheit; alle drei Arten sind zudem Magerkeitszeiger. Für die intensiv genutzten Naturwiesen stellten dagegen die drei Nährstoffzeiger *Silene dioica*, *Bellis perennis* und *Crocus albiflorus* gute Kennarten dar. Der unterschiedliche Intensivierungsgrad der beiden Bewirtschaftungsformen spiegelt sich offensichtlich in einer Differenzierung des Artenspektrums wider. Gleichermassen häufig auf öAF-Wiesen und Vergleichsflächen traten Arten wie Knaulgras (*Dactylis glomerata*) oder Löwenzahn (*Taraxacum officinale*) auf. Diese typischen Vertreter nährstoffreicher Standorte wurden auf über 70 % aller Flächen notiert.

### Wiesentypen

Die Artenzusammensetzung der Flächen wurde den von Dietl und Jorquera (2003) beschriebenen Wiesentypen zugeordnet. Für die vorliegende Untersuchung wurden sie in sieben nach Bewirtschaftungsintensität und Standortbedingungen definierten Hauptgruppen zusammengefasst (Abb. 5): (1) Moore und Nasswiesen (Davall-, Braunseggen-Ried, Spierstauden-Hochstaudenried sowie Pfeifengras- und Knöterich-Hahnenfuss-Wiesen), (2) Magerwiesen (Trespen-, Rotschwengel-Straussgras- und Borstgras-Wiesen), (3) Magerweiden (Borstgras-Weiden), (4) Fettwiesen (Goldhafer-, Violettschwengel- und Knaulgras-Wiesen), (5) Fettweiden (Kammgras- und Milkrautweiden), (6) Ansaat-Wiesen (Gräser-Leguminosen-Gemenge) und (7) Vielschnittwiesen (Weissklee-Wiesenfuchsschwanz-Wiese, Englisch-Raigras-Wiesenripengras-Mähweide, Rispengras-Hahnenfuss-Kriechrasen, Englisch-Raigras-Straussgras-Kurzrasen).

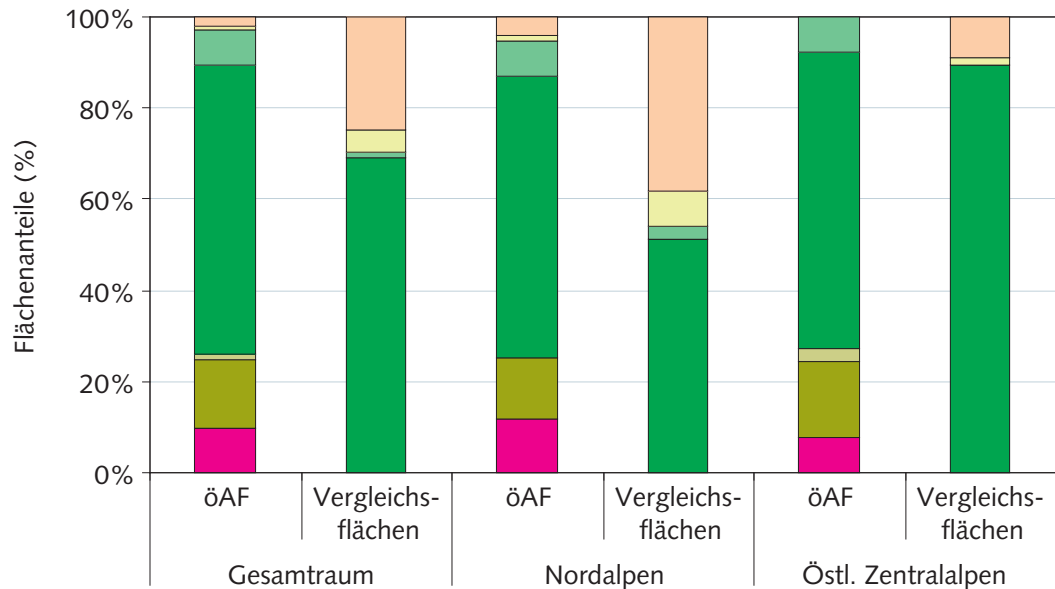


Abbildung 5: Anteile der Wiesentypen nach Dietl und Jorquera (2003) bei ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) und Vergleichsflächen in den Untersuchungsräumen. (Stichprobengrößen: Gesamtraum 142, Nordalpen 76, Östliche Zentralalpen 66 Flächen je Bewirtschaftungsgruppe).

■ Moore und Nasswiesen      ■ Magerwiesen      ■ Magerweiden  
■ Berg-Fettwiesen      ■ Fettweiden      ■ Ansaatwiesen  
■ Vielschnittwiesen



Abbildung 6: Intensive Wiese in Tujetsch (GR) (Foto: Dorothea Kampmann).

Die Pflanzengesellschaften der Berg-Fettwiesen, welche die typische traditionell genutzte Wirtschaftswiese des Berggebietes darstellt, dominierten sowohl bei den intensiv genutzten Naturwiesen (86 %) als auch bei den öAF-Wiesen (66,2 %). Die Wiesentypen der Ansaat- und Vielschnitt-Wiesen, die eine intensive Nutzung anzeigen, fanden sich unter den öAF wesentlich seltener, dagegen gab es nur bei diesen Wiesentypen Artenzusammensetzungen der Moore, der Nass- und Mager-Wiesen. Für den Erhalt magerer und feuchter Wiesenstandorte spielen die öAF offensichtlich eine wichtige Rolle. Diese Artenzusammensetzungen konnten nämlich auf den Vergleichsflächen nicht beobachtet werden. Von einem völligen Fehlen dieser tendenziell artenreicheren Wiesentypen bei den Vergleichsflächen konnte nicht von vornherein ausgegangen werden, da die Intensität der Bewirtschaftung auf nicht als öAF angemeldeten Wiesenflächen je nach Region und Gemeindefstruktur unterschiedlich ausfallen kann (Kampmann *et al.* 2005). In den untersuchten öAF-Wiesen war die Diversität in Form einer Vielfalt unterschiedlicher Habitattypen ( $\beta$ -Diversität) grösser als in den Vergleichsflächen (Abbildung 5).

Schliesslich sei auf die Unterschiede zwischen den biogeografischen Regionen hingewiesen: Wie bei den bereits vorgestellten Resultaten zeichnete sich auch bei den Wiesentypen eine insgesamt intensivere Graslandnutzung in den Nordalpen ab, wo der Anteil der Vielschnittwiesen unter den Vergleichsflächen höher und derjenige der Magerwiesen und Magerweiden unter den öAF niedriger ist als in den Östlichen Zentralalpen.

## Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Zustand der untersuchten öAF-Wiesen im Berggebiet kann mit einigen Einschränkungen insgesamt als positiv bewertet werden. *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen* waren im Mittel artenreicher als die intensiv genutzten Naturwiesen. 61,5 % aller aufgenommenen Pflanzenarten kamen ausschliesslich auf den öAF-Wiesen vor; mit 35,6 Arten pro Aufnahme­fläche lag die mittlere Artenzahl signifikant über dem der Vergleichsflächen (21,0 Arten/Fläche). Pflanzenarten der *Roten Liste* waren ebenfalls häufiger auf den öAF anzutreffen. Gefährdete Arten der Bundesliste fanden sich auf knapp einem Fünftel aller betrachteten öAF. Diese machten jedoch nur einen Bruchteil des gesamten Artenbestandes aus.

Erfreulich ist, dass 81,7 % der betrachteten öAF-Wiesen ökologische Qualität im Sinne der ÖQV zeigten. Und immerhin erfüllten im Berggebiet auch 10 % der intensiv genutzten Naturwiesen diese Vorgaben (Abb. 6).

Im Weiteren konnten regionale Unterschiede zwischen den beiden untersuchten biogeografischen Einheiten festgestellt werden. In den Östlichen Zentralalpen lag sowohl die mittlere Artenzahl als auch der Flächenanteil mit Arten der *Roten Liste* über dem der Nordalpen. Auch beim Anteil der Flächen mit ökologischer Qualität schnitten die Östlichen Zentralalpen etwas besser ab. Die Gründe dafür sind vor allem in der dort durchschnittlich höheren Lage der Versuchsflächen zu vermuten (Kampmann *et al.* 2005).

Die hohen Anteile der öAF-Wiesen, deren Artenzusammensetzung derjenigen artenreicher Ried-, Mager- und Fettwiesen der Berggebiete entsprachen, lässt darauf schliessen, dass öAF im Berggebiet vorwiegend auf Wiesen angelegt wurden, welche bis jetzt unverändert traditionell extensiv genutzt wurden. Dies bestätigen Untersuchungen im Tujetsch (GR), in denen Vegetationsaufnahmen aus unterschiedlich genutzten Bergwiesen und Bergweiden nach 30 Jahren wiederholt wurden. Es wurden keine wesentlichen Veränderungen in der Artenzahl der Fett- und Magerwiesen nachgewiesen. Veränderungen in der Artenzusammensetzung traten in den Magerwiesen insbesondere bei veränderter Nutzung auf (Peter *et al.* 2005).

Insgesamt kann im Untersuchungsgebiet die These bestätigt werden, dass auf den öAF-Wiesen die Artenvielfalt und damit die ökologischen Funktionen von Lebensräumen mit extensiven Bewirtschaftungsmethoden erhalten werden können (Baur *et al.* 1997). Vor allem kann in extremen Lagen die extensive Flächenbewirtschaftung aufrecht erhalten werden. Dies ist die Voraussetzung für die Erhaltung der traditionell artenreichen Bergwiesentypen. Auf solchen Standorten besteht die Gefahr, dass ohne finanzielle Förderung die Flächennutzung aufgegeben und Verbuschung oder Verfilzung der Vegetationsdecke zu einem Rückgang der Artenvielfalt führen würden.

### Dank

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes «Landschaften und Lebensräume der Alpen» (NFP 48) durchgeführt. Wir bedanken uns bei Harald Schott und Frank Wiederkehr für die Unterstützung bei den Vegetationsaufnahmen, Niklaus Zimmermann für die Zurverfügungstellung bioklimatischer GIS Daten, sowie bei den Landwirten in den Untersuchungsgemeinden für die Erlaubnis, auf ihren Wiesen zu arbeiten.

### Literatur

- Bätzing W., 1994. Nachhaltige Naturnutzung im Alpenraum – Erfahrungen aus dem Agrarzeitalter als Grundlage einer nachhaltigen Alpen-Entwicklung in der Dienstleistungsgesellschaft. In: Franz H. (Hrsg.), *Gefährdung und Schutz der Alpen*. Wien, Österreichische Akademie der Wissenschaften. 15-51.
- Baur B., Ewald K.C., Freyer B. und Erhardt A., 1997. *Ökologischer Ausgleich und Biodiversität*. Basel, Birkhäuser Verlag AG.

- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2001. Verordnung vom 4. April 2001 über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft. SR 910.14.
- Dietl W. und Jorquera M., 2003. Wiesen- und Alpenpflanzen – Erkennen an den Blättern, Freuen an den Blüten. Leopoldsdorf, Österreichischer Agrarverlag.
- Dufrêne M. und Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.
- Hegg O., Feller U., Dähler W. und Scherrer C., 1992. Long term influence of fertilization in a Nardetum. *Vegetatio* 103, 151-158.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret P., Konold W., Lüscher A., Peter M., Walter T. und Wildi O., 2005. Impacts of regional farming systems, tourism and land-use intensity: an integrated approach for explaining grassland biodiversity in the Swiss Alps. (in Vorb.).
- Klötzli F., Landolt E. und Zumbühl G., 1994. Veränderungen im Vegetationsbereich. In: Brugger E.A., Furrer G., Messerli B. und Messerli P. (Hrsg.), *Umbruch im Berggebiet: die Entwicklung des schweizerischen Berggebietes zwischen Eigenständigkeit und Abhängigkeit aus ökonomischer und ökologischer Sicht*. Haupt, Bern.
- Landolt E., 1977. *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veröffentlichungen des Geobotanischen Forschungsinstitutes Rübel ETH 64, Zürich.
- Moser D., Gygax A., Bäumler B., Wyler N. und Palese R., 2002. *Rote Listen der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern, BUWAL.
- Peter M., Edwards P. und Lüscher A., 2005. Alterations in the vegetation of mountainous grassland over three decades – A case study in the Swiss Alps. (Proceedings der Tagung der Gesellschaft für Ökologie, Regensburg).



## 10 Biologische Vielfalt von Grasland im ökologischen Ausgleich – ein Paarvergleich

Eva Knop



Das Ziel der *Extensiv genutzten Wiesen* des ökologischen Ausgleichs ist die Rückkehr der Artenvielfalt ins Grünland. In drei Fallstudiengebieten wurde mit den vier Indikatorgruppen Gefässpflanzen, Wildbienen, Heuschrecken und Spinnen untersucht, ob dieses Ziel erreicht wird. Dabei wurde die Artenvielfalt der vier Indikatorgruppen auf *Extensiv genutzten Wiesen* mit derjenigen auf intensiv genutzten Wiesen verglichen. Die Artenvielfalt der Gefässpflanzen, Wildbienen und Heuschrecken war auf Wiesen des ökologischen Ausgleichs signifikant höher. Dies zeigt, dass mit Ausnahme der Spinnen die untersuchten Indikatorgruppen durch die ökologischen Ausgleichsflächen gefördert werden. Die durchschnittliche Artenvielfalt der Gefässpflanzen und der Heuschrecken war regional signifikant unterschiedlich. Auch eine Beurteilung der Wiesen nach den Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung zeigte grosse regionale Unterschiede. Sowohl in Bezug auf die durchschnittliche Artenvielfalt als auch in Bezug auf die biologische Qualität schnitt das ehemals am intensivsten genutzte Fallstudiengebiet am schlechtesten ab. Für eine effiziente Extensivierung müssen somit zusätzlich zur Bewirtschaftung regionale Faktoren wie die Bewirtschaftungsgeschichte, die Landschaftsheterogenität oder der Artenpool berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Europäischen Projekts «Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes» (EASY) (vgl. Kapitel 11) wurde die Artenvielfalt von vier Indikatorgruppen auf Wiesen des ökologischen Ausgleichs im Vergleich zu konventionell genutzten Wiesen untersucht. Dabei interessierten auf lokaler Ebene die folgenden beiden Fragen: Hat es auf *Extensiv genutzten Wiesen* eine höhere Artenvielfalt als auf intensiv genutzten Wiesen? Gibt es auf den untersuchten Wiesen Randeffekte (bzw. ist die Artenvielfalt am Wiesenrand höher als in der Wiesenmitte)? Zusätzlich zu den Unterschieden aufgrund der Bewirtschaftung waren auch regionale Unterschiede von Interesse: Ist die Erhöhung der Artenvielfalt durch *Extensiv genutzte Wiesen* in allen drei Fallstudiengebieten gleich gross? Ist die biologische Qualität der untersuchten Wiesen gemäss den Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) in allen drei Fallstudiengebieten gleich? Um den Effekt der Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt von demjenigen der Region möglichst unabhängig betrachten zu können, wurde die Untersuchung in einem Paarvergleich durchgeführt: In jedem Fallstudiengebiet wurden Wiesenpaare ausgewählt, wobei die eine Wiese als ökologische Ausgleichsfläche (öAF) bewirtschaftet wurde, die andere dagegen wurde intensiv bewirtschaftet. Die beiden gepaarten Wiesen lagen räumlich nicht weit auseinander, um ähnliche abiotische Bedingungen zu gewährleisten. Damit kann angenommen werden, dass Unterschiede in der

Abbildung 1:  
Die Kleine Goldschrecke (*Chrysochraon brachyptera*) ist eine typische Heuschreckenart von extensiv genutztem Grasland. In dieser Studie wurde sie ausschliesslich auf *Extensiv genutzten Wiesen* im ökologischen Ausgleich gefunden.

Eva Knop  
Agroscope FAL  
Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

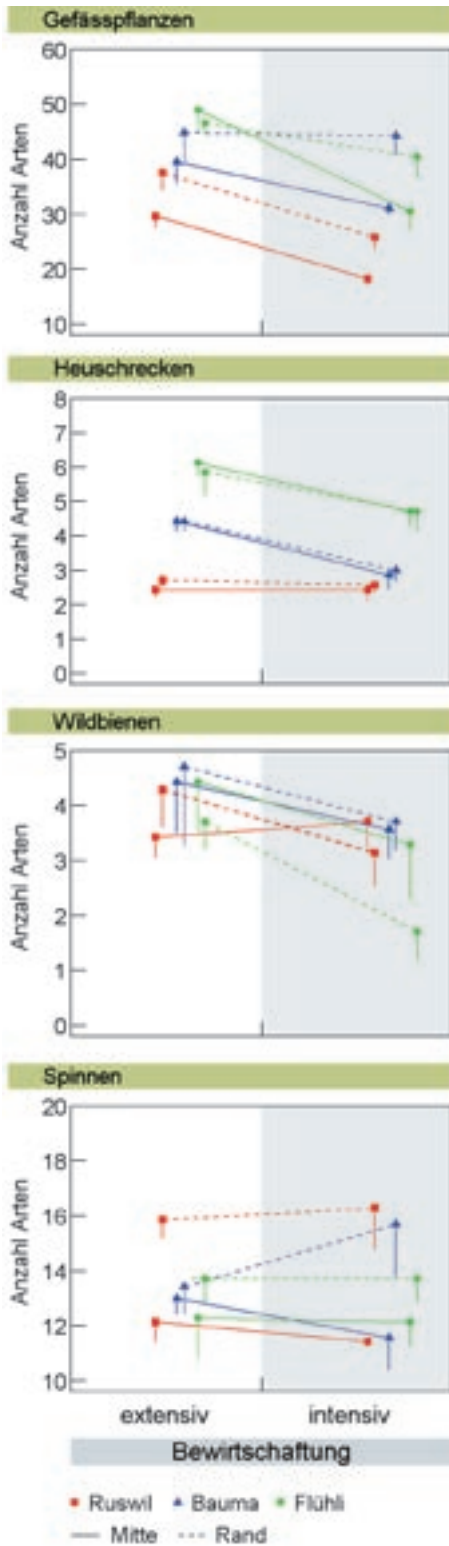


Abbildung 2: Mittelwert und Standardfehler der Artenzahlen von Gefässpflanzen, Heuschrecken, Wildbienen und Spinnen, aufgeteilt nach Fallstudiengebiet (rot = Ruswil/Buttisholz, blau = Bauma, grün = Flühli), Bewirtschaftungsform und Lage der Transekte auf den Wiesen (n = 7 für alle Durchschnitte). Die Linien verbinden die Mittelwerte von Transekten der Wiesenmitte (durchgezogene Linie), respektive Randtransekten (unterbrochene Linie). Zwei gekreuzte Linien stellen eine Interaktion der Varianzanalyse dar, deren Signifikanz der Tabelle 1 entnommen werden kann.

Artenzahl der Indikatorgruppen hauptsächlich aufgrund der Bewirtschaftung auftreten.

## Material und Methoden

Die drei Fallstudiengebiete waren Ruswil/Buttisholz (LU), Flühli (LU) und Bauma (ZH). Pro Fallstudiengebiet wurden je 7 Wiesenpaare ausgewählt. Innerhalb eines Paares wurde die eine Wiese seit mindestens 4 Jahren extensiv bewirtschaftet, die andere hingegen intensiv genutzt. Drei der untersuchten öAF-Wiesen wurden aufgrund eines Missverständnisses als *Wenig intensiv genutzte Wiesen* und nicht als *Extensiv genutzte Wiesen* bewirtschaftet. Über jede Wiese wurden zwei 100 m lange Transekte gelegt, wobei sich einer am Wiesenrand und der andere in der Wiesenmitte befand. Entlang von jedem Transekt wurde die Artenvielfalt von vier Indikatorgruppen geschätzt.

Die vier Indikatorgruppen umfassten die Gefässpflanzen, die Heuschrecken, die Wildbienen und die Spinnen. Die Artenvielfalt der Gefässpflanzen wurde in 10 Rechtecken (5 x 1 m) entlang von jedem Transekt kartiert. Die Artenvielfalt der Wildbienen wurde drei Mal pro Transekt durch Sicht- und Kescherfang geschätzt (Mai, Juni und zwischen Juli und August). Mit den gleichen Methoden wie die Wildbienen wurden die Heuschrecken untersucht, allerdings nur ein Mal pro Transekt (August). Die Spinnen wurden mit vier Bodenfallen pro Wiese eingefangen, wobei zwei Fallen in der Wiesenmitte und zwei am Wiesenrand aufgestellt wurden. Insgesamt waren die Fallen 6 Wochen geöffnet und wurden dabei wöchentlich geleert. Von den beiden Fallen in der Wiesenmitte und am Wiesenrand wurde jeweils nur eine Falle ausgewertet, die zweite diente als Ersatz. Alle Daten wurden im Sommer 2003 erhoben.

Die Daten wurden mit einer Varianzanalyse ausgewertet und auf die drei Effekte «Bewirtschaftung» (intensiv oder *Extensiv genutzte Wiese*), «Position» (Wiesenrand oder Wiesenmitte) und «Region» (Bauma, Ruswil/Buttisholz oder Flühli) getestet.

## Einfluss der extensiven Bewirtschaftung auf die Artenvielfalt

Für alle Indikatorgruppen wurde eine höhere Artenvielfalt auf *Extensiv genutzten Wiesen* erwartet. Die Resultate der Gefässpflanzen, Wildbienen und Heuschrecken entsprechen den Erwartungen, diejenigen der Spinnen nicht (Abb. 2). Die Varianzanalyse zeigte zudem, dass der Effekt «Bewirtschaftung» für die drei ersten Indikatorgruppen signifikant ist (Tab. 1).

Die starke Abhängigkeit der Indikatorgruppen von der Düngung und dem Mähregime einer Wiese kann teilweise erklären, warum auf *Extensiv genutzten Wiesen* höhere Artenzahlen gefunden wurden. Daher wird im Folgenden der Einfluss der Düngung und des Mähregimes für die einzelnen Indikatorgruppen kurz erläutert:

## Einfluss der Düngung

Für alle Indikatorgruppen ist bekannt, dass ihre Artenvielfalt auf intensiv gedüngten Wiesen abnimmt. Als Folge intensiver Düngung

**Tabelle 1. Ergebnisse der Varianzanalyse, mit der die Effekte von Fallstudiengebiet (Region), Bewirtschaftung (Bew.) und Wiesenrand (Position) auf die Artenzahl getestet wurde**

Effekt	Df	Pflanzen		Heuschrecken		Bienen		Spinnen	
		F-Wert	p-Wert	F-Wert	p-Wert	F-Wert	p-Wert	F-Wert	p-Wert
Region	2	14,62	0,000	27,77	0,000	0,78	0,474	0,54	0,589
Paar (n = 21)	18								
Bew.	1	25,15	0,000	41,16	0,000	8,48	0,009	0,00	0,973
Region x Bew.	2	2,14	0,147	9,08	0,002	1,55	0,239	0,04	0,957
Wiese (n = 42)	18								
Position	1	30,88	0,000	0,16	0,690	1,06	0,311	21,72	0,000
Region x Position	2	1,40	0,260	0,56	0,579	1,48	0,241	1,78	0,183
Bew. x Position	1	7,58	0,009	0,08	0,775	2,07	0,159	1,81	0,187
Region x Bew. x Position	2	1,32	0,280	0,13	0,878	0,83	0,444	0,93	0,405
Position (n = 84)	<b>36</b>								

Df: Freiheitsgrade

verdrängen konkurrenzstarke Pflanzenarten die Schwächeren, so dass eine artenarme Pflanzengesellschaft entsteht (Rajaniemi 2002). Dadurch nimmt auch die Artenvielfalt der Wildbienen ab, weil ihnen die Nahrungsgrundlage fehlt (Westrich 1989, Gathmann *et al.* 1994). Mit der Entstehung einer artenarmen Pflanzengesellschaft verändern sich auch die Vegetationsstruktur und das bodennahe Mikroklima. Diese beiden Faktoren zählen zu den Hauptgründen, warum die Artenvielfalt der Heuschrecken und Spinnen auf intensiv gedüngten Wiesen abnimmt (Kajak 1981, Detzel 1998).

### Einfluss der Mähregime

In Bezug auf die Mähregime reagieren nicht alle Indikatorgruppen gleich. Den einen nützt der späte Schnitt *Extensiv genutzter Wiesen* im ökologischen Ausgleich, bei den anderen ist dagegen die Schnitthäufigkeit von entscheidender Bedeutung. Viele Gefässpflanzen profitieren von einem späteren Schnitttermin auf *Extensiv genutzten Wiesen*, weil er ihnen ein Absamen ermöglicht. Auch für die Wildbienen ist das verzögerte Mahdereignis vorteilhaft, da die Blüten der Pflanzen deren Nahrungsgrundlage sind (Westrich 1989).

Im Gegensatz zu den Pflanzen und Wildbienen hat der späte Schnitttermin auf die Heuschrecken keinen direkten Einfluss. Aufgrund der Mobilität der Larven sind die Heuschrecken fähig, auch ein frühes Mahdereignis zu überstehen und bis zum Nachwachsen der Wiese auf angrenzende Wiesen auszuweichen (Detzel 1985). Entscheidender als der Schnitttermin sind bei den Heuschrecken die Schnitthäufigkeit und die Mähtechnik (Oppermann und Krismann 2001). Auch für die Spinnen ist in Bezug auf das Mähregime ein später Schnitttermin nicht ausschlaggebend. Vielmehr reduzieren zahlreiche Mahdereignisse die Vielfalt der Spinnen. Mit jedem Schnitt werden die Vegetationsstruktur und das Mikroklima zerstört oder verändert. Da Spinnen von diesen beiden Faktoren sehr stark abhängig sind, folgt einer intensiven Nutzung ein Artenverlust (Bell *et al.* 2001). Auch wenn auf *Extensiv genutzten Wiesen* der Schnitttermin später als auf intensiv bewirtschafteten Wiesen ist, so ist die Schnitthäufigkeit auf *Extensiv genutzten Wiesen* nicht limitiert. Dies könnte ein Grund dafür sein, dass wir keinen Unterschied bei der Vielfalt der Spinnenarten auf den unterschiedlichen Bewirtschaftungstypen gefunden haben.

### Randeffekte auf den Wiesen

Bei allen Indikatorgruppen wurde erwartet, dass mehr Arten am Wiesenrand gefunden werden (bzw. dass ein Randeffekt vorhanden ist). Randeffekte kommen unter anderem dadurch zustande, dass sich Flora und Fauna von einem angrenzenden, artenreichen Habitat

aus in die Wiese ausbreiten (Dennis und Fry 1992, Marshall und Moonen 2002). Auch eine extensivere Bewirtschaftung am Wiesenrand kann zu einer erhöhten Biodiversität führen.

Entgegen unseren Erwartungen haben wir nur für die Spinnen und Pflanzen signifikante Randeffekte gefunden. Die Artenvielfalt von Heuschrecken und Wildbienen innerhalb einer Wiese variierte nicht (Abb. 2, Tab. 1).

## Regionaler Einfluss auf die Artenvielfalt

Die durchschnittliche Artenvielfalt auf den untersuchten Wiesen war für Heuschrecken und Gefässpflanzen je nach Fallstudiengebiet unterschiedlich hoch. Signifikant am wenigsten Pflanzen- und Heuschreckenarten wurden (sowohl auf *Extensiv*, als auch auf intensiv genutzten Wiesen) in Ruswil/Buttisholz gefunden (Abb. 2, Tab. 1). Zudem war der Unterschied zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung für die Heuschrecken in Ruswil/Buttisholz signifikant geringer als in den beiden anderen Fallstudiengebieten. Dies zeigt die Varianzanalyse dadurch an, dass die Interaktion zwischen der Region und der Bewirtschaftung für Heuschrecken signifikant ist (Tab. 1).

Zusätzlich zur Artenvielfalt wurde die biologische Qualität der Wiesen aufgrund der ÖQV beurteilt. Auch dabei gibt es starke regionale Unterschiede: In Ruswil/Buttisholz genügten nur 14 % der untersuchten öAF-Wiesen den ÖQV-Kriterien, in Bauma hingegen 43 % und in Flühli sogar 86 %.

Diese Resultate zeigen, dass zusätzlich zur Bewirtschaftung einer Wiese auch regionale Faktoren die lokale Artenvielfalt bestimmen. Zu diesen Faktoren zählen unter anderem der regionale Artenpool (Partel *et al.* 1996), die Bewirtschaftungsgeschichte einer Region (Poschlod und Wallis de Vries 2002) und die Landschaftsheterogenität (Benton *et al.* 2003). Ruswil/Buttisholz ist das tiefstgelegene und flachste der drei Fallstudiengebiete und wurde somit in der Vergangenheit vermutlich am intensivsten genutzt. In Ruswil/Buttisholz findet daher wahrscheinlich aufgrund der Bewirtschaftungsgeschichte die Extensivierung viel langsamer statt. Zudem fehlt in diesem Fallstudiengebiet wahrscheinlich teilweise der regionale Artenpool, so dass sich die ursprüngliche Artenvielfalt in absehbarer Zeit nur mit zusätzlichen Massnahmen erholen kann (Kap. 6.5).

## Schlussfolgerungen

Die Resultate zeigen, dass die untersuchten Indikatorgruppen (mit Ausnahme der Spinnen) durch die ökologischen Ausgleichsflächen gefördert werden. Dennoch sind die Artenzahlen der Indikatorgruppen auf den öAF-Wiesen zurzeit noch unbefriedigend. Dieser Zustand könnte vermutlich mit weiteren Massnahmen in Bezug auf die Nutzungsintensität *Extensiv genutzter Wiesen* verbessert werden. Nicht nur der Zeitpunkt vom ersten Schnitt sollte auf *Extensiv genutzten Wiesen* vorgeschrieben sein, sondern auch die Anzahl der darauffolgenden Schnitte. Eine nachhaltige Mähtechnik würde es zusätzlich gewissen Arten ermöglichen, die Mahd zu überleben.

Regional war sowohl die durchschnittliche Artenzahl von Gefässpflanzen und Heuschrecken als auch die biologische Qualität der öAF-Wiesen sehr unterschiedlich. Dabei schnitt das früher sehr intensiv genutzte Fallstudiengebiet Ruswil/Buttisholz immer am schlechtesten ab. Zudem war Ruswil/Buttisholz das einzige Fallstudiengebiet, in dem die Vielfalt der Heuschrecken auf öAF-Wiesen nicht erhöht war. Für eine effiziente Extensivierung müssen somit zusätzlich zur Bewirtschaftung auch regionale Faktoren wie die Bewirtschaftungsgeschichte, die Landschaftsheterogenität oder der Artenpool berücksichtigt werden. Auch sollte der Erhaltung von bereits existierendem, artenreichem Grasland hohe Priorität gegeben werden, damit in Zukunft der Artenpool für die Wiederherstellung von artenreichem Grasland garantiert ist.



## Dank

Ein herzlicher Dank geht an Peter Duelli, Thomas Walter und Philippe Jeanneret für ihre Ratschläge bezüglich der Datenaufnahme. Herzlich danken möchten wir auch Fränzi Korner-Nievergelt für ihre Unterstützung bei der Auswertung der Daten. Auch möchten wir allen danken, die bei der Datenaufnahme mitgeholfen haben. Spezieller Dank geht an Suzanne Dreier, Sabine Oertli, Andreas Müller, Stephan Bosshart und Xaver Heer. Auch danken wir allen Landwirten für ihre Kooperation. Die Studie wurde im Rahmen des europäischen Forschungsprojekts «Evaluating current European agri-environment schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes» (EASY) durchgeführt. Finanziert wird EASY von der europäischen Kommission (QLRT-2001-01495) und dem Bundesamt für Bildung und Wissenschaft (01.0524-2).

## Literatur

- Bell J.R., Wheeler C.P. und Cullen W.R., 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology* 255, 377-387.
- Benton T.G., Vickery J.A. und Wilson J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182-188.
- Dennis P. und Fry G.L.A., 1992. Field margins – can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland. *Agriculture Ecosystems and Environment* 40, 95-115.
- Detzel P., 1985. Die Auswirkungen der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. Veröffentlichung Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württembergs, 345-360.
- Detzel P., 1998. Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- Gathmann A., Greiler H.J. und Tschardt T., 1994. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields – succession and body-size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98, 8-14.
- Kajak A., 1981. Analysis of the effect of mineral fertilization on the meadow spider community. *Ekologia Polska-Polish Journal of Ecology* 29, 313-326.
- Marshall E.J.R. und Moonen A.C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89, 5-21.
- Oppermann R. und Krismann A., 2001. Naturverträgliche Mähetechnik und Populationssicherung. BfN-Skripten 54. Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN), Singen.
- Partel M., Zobel M., Zobel K. und van der Maarel E., 1996. The species pool and its relation to species richness: Evidence from Estonian plant communities. *Oikos* 75, 111-117.
- Poschlod P. und Wallis De Vries M.F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104, 361-376.
- Rajaniemi T.K., 2002. Why does fertilization reduce plant species diversity? Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Ecology* 90, 316-324.
- Westrich P., 1989. Die Wildbienen Baden-Württembergs. Stuttgart.



## 11 Der ökologische Ausgleich im europäischen Kontext

David Kleijn

Ökologische Ausgleichsflächen (öAF) können als eine Form Agrar-Umweltprogramm betrachtet werden, wie sie in der EU umgesetzt werden. Die Evaluation der Wirksamkeit solcher Programme ist eine grosse Herausforderung. Es bestehen diesbezüglich nur wenige wissenschaftliche Studien. Im Gegensatz zu den meisten anderen europäischen Ländern verfügt die Schweiz im Bereich der Ökomassnahmen über verhältnismässig umfangreiches Datenmaterial. Im europäischen Vergleich zeigt das öAF-Programm eine etwas bessere Wirkung als vergleichbare Programme.

Kurz vor der Reform der schweizerischen Agrarpolitik im Jahr 1993 und damit vor der Einführung von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) setzte die Europäische Union 1992 die EG-Verordnung 2078/92 in Kraft, die den Rahmen für die Einführung von Agrar-Umweltprogrammen in den EU-Mitgliedsländern schuf. Allerdings hatten einzelne Länder entsprechende Programme schon lange vor dieser Verordnung eingeführt, so beispielsweise Österreich (1972) und die Niederlande (1981). Nur in wenigen Ländern wurden die Agrar-Umweltprogramme von Studien zur Wirksamkeit der Massnahmen begleitet. Ein Vergleich der Ergebnisse dieser Studien mit denjenigen aus der Schweiz ermöglicht, die Resultate des Evaluationsprogramms der Schweiz zu interpretieren und einzuordnen.

In diesem Kapitel werden die Ausgestaltung der EU-Agrar-Umweltprogramme und die Unterschiede zum schweizerischen Programm aufgezeigt. Die in der EU durchgeführten Evaluationsstudien werden beschrieben und demjenigen der Schweiz gegenüber gestellt. Ausserdem werden die wichtigsten Resultate der Studien aus den EU-Ländern mit den Leistungen des schweizerischen Programms verglichen.

### Agrar-Umweltprogramme in der EU

Die EU-Verordnung 2078/92 (die später in die Verordnung 1257/1999 integriert wurde) stellt EU-Gelder (50-75% der Gesamtkosten) für die Finanzierung nationaler Programme zur Verfügung, mit denen eine umweltfreundlich ausgerichtete Landwirtschaft gefördert werden soll. Zu den für die finanzielle Unterstützung in Frage kommenden Massnahmen (siehe Buller *et al.* 2000) zählen solche, welche

- den Einsatz von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen vermindern,
- extensivere Formen des Ackerbaus einschliesslich der Umwandlung von Ackerflächen zu extensiv bewirtschaftetem Grasland fördern,
- die Besatzdichte von Nutztieren vermindern,
- alternative Bewirtschaftungsformen vorsehen, die umweltfreundlicher sind, Kulturlandschaften oder gefährdete lokale Nutzierrassen erhalten,
- landwirtschaftliche Nutz- oder Waldflächen vor der Vergandung bewahren,
- landwirtschaftliche Nutzflächen während mindestens 20 Jahren für Umweltziele stilllegen,
- Land für die Öffentlichkeit und Freizeitaktivitäten nutzbar machen.

Zudem kann die Ausbildung von Landwirten in umweltschonenden land- und forstwirtschaftlichen Techniken unterstützt werden.

Bei den Programmen zum Natur- und Umweltschutz in der Landwirtschaft der einzelnen Länder handelt es sich meist um mehrere Massnahmen, die aber nur auf einzelne der oben

David Kleijn,  
Nature Conservation and Plant Ecology Group,  
Wageningen University,  
Bornsesteeg 69,  
NL-6708 PD,  
Wageningen

erwähnten Zielsetzungen ausgerichtet sind. Die Mitgliedsstaaten konnten selbst bestimmen, welche der Massnahmen sie als relevant betrachten. Das führt dazu, dass die nationalen Programme die dringendsten Probleme eines Landes in Bezug auf Landwirtschaft, Umwelt, Ökologie und Sozioökonomie sowie die nationale politische Situation widerspiegeln. In einigen Ländern sind die Programme auf ein spezifisches Ziel ausgerichtet (z.B. die Reduktion des Einsatzes von chemischen Hilfsstoffen in Deutschland und Dänemark, oder die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung in Frankreich). Andere Länder haben ihre Programme breiter auf verschiedene Ziele ausgelegt.

Die Beteiligung an den Programmen ist zwar freiwillig; hat sich aber ein Landwirt dafür entschieden, verpflichtet er sich für die ganze Vertragsdauer (meistens 5 oder 6 Jahre). Danach steht es ihm frei, den Vertrag für eine weitere Periode zu verlängern.

Die Zahlungen aus den Agrar-Umweltprogrammen sollen allfällige Verluste, die sich aus den Bewirtschaftungseinschränkungen ergeben, kompensieren. In der Regel wird dabei die durchschnittliche Einkommensverminderung, die aus den Vorschriften der Programme resultiert, als Berechnungsgrundlage gewählt. Theoretisch generieren diese Ökoprogramme also keinen Zusatzverdienst, sondern ein Alternativeinkommen. Allerdings kommen in vielen Ländern Landwirtschaftsbetriebe, die nur gerade minimalen Anforderungen bezüglich des Natur- und Umweltschutzes genügen, bereits in den Genuss elementarer Direktzahlungen. In extensiv bewirtschafteten Gegenden müssen die Bauern ihre Arbeitsweisen gar nicht oder nur geringfügig anpassen, um von diesen Zahlungen zu profitieren, so dass in diesen Gegenden die Nachfrage nach den Agrar-Umweltprogrammen besonders hoch ist (Osterburg 2001).

Eine Reihe von Programmen, insbesondere jene, welche die Erhaltung der Biodiversität zum Ziel haben, stehen nicht allen Landwirten eines Staates zur Verfügung, wie das im schweizerischen Programm der Fall ist. Vielmehr wird die mögliche Teilnahme oft auf bestimmte, ökologisch sensible Gegenden beschränkt. Diese Gebiete werden von behördlicher Seite zum Beispiel auf Grund der hohen Artenvielfalt oder der Anfälligkeit auf Emissionen durch chemische Wirkstoffe ausgewählt. Mit diesen Auswahlkriterien versuchen die nationalen Behörden, Ökoprogramme nur dort zu implementieren, wo eine möglichst hohe Wirkung erzielt werden kann.

Die meisten Agrar-Umweltprogramme haben zum Ziel, die Vielfalt der Landschaft, die Artenvielfalt oder bestimmte Arten(-gruppen) zu erhalten oder zu fördern. Leider werden aber in den Programmen selten konkrete Ziele definiert (Anonymus 1998), was die objektive Überprüfung ihrer Wirkung schwierig macht. In dieser Hinsicht schneidet das schweizerische Programm (siehe Kap. 1; Forni *et al.* 1999, Herzog *et al.* 2005) eindeutig ab.

## Vergleich der Wirkung der Agrar-Umweltprogramme zwischen der Schweiz und der EU

In der Schweiz wurde eine breit angelegte Evaluation von Artenvielfalt und -zusammensetzung für eine Reihe von Organismengruppen in öAF vorgenommen, deren Ergebnisse in diesem Bericht vorgestellt werden. Sie weisen einen moderaten Erfolg aus; mit dem ökologischen Ausgleich konnte ein messbarer Nutzen für die Biodiversität erzielt werden.

Dagegen existiert in keinem der EU-Länder – mit Ausnahme der noch laufenden finnischen «MYTVAS II»-Untersuchung – ein langfristiges und umfassendes Evaluationsprogramm der Wirkungen der Agrar-Umweltprogramme auf die Artenvielfalt. In den meisten EU-Staaten werden die ökologischen Auswirkungen der nationalen Programme überhaupt nicht untersucht (Kleijn und Sutherland 2003). In Portugal, Deutschland und Irland wurde eine begrenzte Zahl von Evaluationsstudien durchgeführt; doch nur die Niederlande und Grossbritannien verfügen über weiterreichende Untersuchungen, deren Datenumfang sich mit demjenigen der Schweiz vergleichen lässt. Meistens wurden aber auch diese Untersuchungen isoliert durchgeführt, hatten spezielle Studienanordnungen und Methoden zur

Datensammlung und Datenanalyse – selbst dann, wenn sie für dieselben Organismengruppen ausgelegt wurden. Damit wird ein direkter Vergleich oder eine integrierte Analyse der Ergebnisse verschiedener Untersuchungen unmöglich (z.B. Wymenga *et al.* 1996). Aus dem gleichen Grund lassen sich auch keine allgemeinen Schlussfolgerungen über die Qualität der floristischen oder faunistischen Gemeinschaften in Gegenden mit Agrar-Umweltprogrammen ziehen.

Aufgrund der Bewertung der Qualität der öAF kann die Frage nicht eindeutig beantwortet werden, ob die beobachtete Qualität effektiv eine Folge der extensiveren Bewirtschaftung ist. So könnten beispielsweise die Pflanzen- und Tiergemeinschaften in öAF schon zu Beginn der Ökoprogramme sehr artenreich gewesen sein. Um sich Klarheit zu verschaffen, ob die Bewirtschaftung im Rahmen von Agrar-Umweltprogrammen zur Erhaltung oder Förderung von (gefährdeten) Arten beiträgt, müssen die vorhandenen Arten schon vor Beginn des Programms bestimmt werden. Im Rahmen einer Evaluation muss zudem ermittelt werden, wie sich die Artenvielfalt ohne die Einführung der Programme entwickelt hätte, um so die Wirkungen der Massnahmen von den Schwankungen der Biodiversität auf Grund klimatischer oder anderer Faktoren klar und deutlich abzugrenzen. Solche Trends der Artenvielfalt und -häufigkeit müssen in mehreren Gegenden untersucht werden, um die statistische Datenanalyse zu ermöglichen und die Verlässlichkeit der Ergebnisse zu abzuschätzen (Kleijn und Sutherland 2003).

Nur sehr wenige Untersuchungen genügen allen diesen Anforderungen – sowohl in der Schweiz als auch in den Staaten der EU. Tabelle 1 vergleicht dennoch die Ergebnisse der Schweizer Studien mit jenen aus der EU. Es wurden nur Studien berücksichtigt, bei denen Referenzdaten vorlagen und Daten in irgendeiner Form statistisch ausgewertet worden waren. Der Vergleich deutet darauf hin, dass der ökologische Ausgleich in der Schweiz eine

positivere Wirkung hat als entsprechende Programme in anderen europäischen Ländern. Allerdings ist dies teilweise auf den hohen Anteil an Schweizer Studien über Gliederfüsser zurückzuführen, eine Organismengruppe, die mit Agrar-Umweltprogrammen relativ leicht gefördert werden kann (Kleijn and Sutherland 2003). Obwohl das politische Ziel, den Verlust der bedrohten Arten zu stoppen und die Zunahme dieser Arten zu fördern (Kapitel 1, Tab. 1) nicht erreicht werden konnte, zeigt der internationale Vergleich, dass ausserhalb der Schweiz auf der *Roten Liste* stehenden Arten des Kulturlands (mit Ausnahme der Vögel) in Regionen mit Agrar-Umweltprogrammen kaum je beobachtet wurden.

**Tabelle 1. Qualitative Studienergebnisse über die Wirkungen von Agrar-Umweltprogrammen auf Pflanzen, Vögel und Gliederfüsser in der Schweiz (5 Studien) und der EU (46 Studien). Es wurden nur Untersuchungen mit Kontrollwerten und statistische Datenanalyse berücksichtigt**

	Pflanzen	Vögel	Gliederfüsser	Total (%)
<b>Schweiz</b>				
positiv	1	1	4	67
neutral	0	1	1	22
positiv und negativ	0	1	0	11
negativ	0	0	0	0
<b>EU</b>				
positiv	6	3	9	39
neutral	6	4	3	28
positiv und negativ	0	8	3	24
negativ	2	2	0	9

Daten von Kleijn und Sutherland (2003) und Knop *et al.* (Kapitel 10).

## Schlussfolgerungen

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Schweiz scheinen die Agrar-Umweltprogramme einen positiveren Einfluss auf die Artenvielfalt zu haben als in vergleichbaren Lebensräumen in Nordwesteuropa. Beim schweizerischen Evaluationsprojekt der Wirkung der öAF auf die Biodiversität dürfte es sich um das ausgeklügeltste Modell in Europa handeln. Es liefert dementsprechend hochwertige Daten zur Biodiversität in öAF im Schweizer Mittelland. Ein qualitativer Vergleich der kleinen Zahl an zurzeit verfügbaren Studien weist darauf hin, dass mit dem schweizerischen öAF-Programm geringfügig bessere

Ergebnisse erzielt werden als mit ähnlichen Programmen in EU-Ländern. Es müssen dringend mehr Informationen über die Mechanismen, welche die Wirksamkeit von Agrar-Umweltprogrammen in der Landwirtschaft beschränken, erarbeitet werden. Zu berücksichtigen sind dabei auch die Einstellung der Landwirte (z.B. Schmitzberger *et al.* 2005) sowie regionale Faktoren. Ebenso gilt es anzumerken, dass Programme, die generell auf die Artenvielfalt ausgerichtet sind, immer nur bestimmte Organismengruppen begünstigen, während andere nicht profitieren können. Sollen also spezifische Arten gefördert werden, müssen neben Agrar-Umweltprogrammen noch zusätzliche und ganz gezielte Massnahmen eingeleitet werden.

Im Jahr 1999 wurde das schweizerische öAF-Programm in den sogenannten «Cross Compliance»-Mechanismus integriert, mit dem die Schweizer Landwirte nicht nur dazu verpflichtet wurden, 7% ihrer Nutzfläche als öAF auszuscheiden, sondern der unter anderem auch eine ausgeglichene Nährstoffbilanz der Betriebe, minimale Anforderungen zum Schutz des Bodens und an die Fruchtfolge beinhaltet. Dies sind die Voraussetzungen, um beim Bund finanzielle Unterstützung beantragen zu können. Eine ähnliche Ausrichtung der Agrarpolitik findet seit 2005 auch in der EU statt. Direktzahlungen an Landwirtschaftsbetriebe werden an die Bedingungen der «Cross Compliance» gekoppelt, die in den meisten Fällen die Beachtung der Grundsätze einer guten landwirtschaftlichen Praxis seitens der Landwirte umfasst.

## Literatur

- Anonymous, 1998. State of application of regulation (EEC) n° 2078/92 : evaluation of agri-environment programmes, VI/7655/98, 9.11.1998. Working document. European Community, Brussels, Belgium. Available from [http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/text\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/programs/evalrep/text_en.pdf) (accessed November 2002).
- Buller H., Wilson G.-A. und Höll A., 2000. Introduction: the emergence of Regulation 2078/92. In: Agri-environmental policy in the European Union. Ashgate, Aldershot, United Kingdom, 1-8.
- Forni D., Gujer H.-U., Nyffenegger L., Vogel S. und Gantner U., 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. *Agrarforschung* 6(3), 107-110.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189-204.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R. und Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723-725.
- Kleijn D. und Sutherland W.-J., 2003. How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.
- Osterburg B., 2001. Agri-environmental programs and the use of soil conservation measures in Germany. In: Sustaining the global farm. International Soil Conservation Organization/USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory/Purdue University, West Lafayette, 112-118.
- Schmitzberger I., Wrška T., Steurer B., Aschenbrenner G., Peterseil J. und Zechmeister H.-G., 2005. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment* 108(3), 274-290.
- Willems F., Breeuwer A., Foppen R., Teunissen W., Goedhart P., Schekkerman H., Kleijn D. und Berendse F., 2004. Evaluatie Agrarisch Natuurbeheer: effecten op weidevogeldichtheden. Rapport 2004/02 SOVON Vogelonderzoek Nederland, Wageningen University and Research Centre.
- Wymenga E., Jalving R. und Ter Stege E., 1996. Vegetatie en weidevogels in relatienotagebieden in Nederland: een tussentijdse analyse van de natuurwetenschappelijke resultaten van beheersovereenkomsten in Nederlandse relatienotagebieden. LBL-publikatie 89, A&W-rapport 127. Altenburg and Wymenga, Veenwouden/ Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Utrecht.





Abbildung 1:  
Hecken und Einzelbäume gliedern die Landschaft, während Extensiv oder Wenig intensiv genutzte Wiesen häufig wenig blütenreich sind und deshalb das Landschaftsbild wenig bereichern (Foto: Philippe Jeanneret).

## 12 Bedeutung von ökologischen Ausgleichsflächen für das Landschaftsbild

Beatrice Schüpbach

Die «Pflege der Kulturlandschaft» ist eine gesetzlich festgeschriebene Aufgabe der Landwirtschaft. Mit der finanziellen Abgeltung von ökologischen Ausgleichsflächen wurde die Möglichkeit geschaffen, traditionelle Landschaftselemente zu erhalten und neue Landschaftselemente wie zum Beispiel Buntbrachen anzulegen. Die Pflege der Kulturlandschaft spricht unter anderem auch die Schönheit des Landschaftsbildes an. Deshalb wurde auf der Basis einer Expertenbefragung und einer GIS-gestützten Landschaftsbildbewertung der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild untersucht. Die Resultate zeigten, dass dieser gering, statistisch aber nachweisbar ist. Traditionelle Landschaftselemente wie Hecken und Hochstamm-Obstgärten haben dabei tendenziell einen stärkeren positiven Einfluss auf das Landschaftsbild als *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*.

Die «Pflege der Kulturlandschaft» ist gemäss Artikel 1, Absatz c des Landwirtschaftsgesetzes eines der Ziele der Landwirtschaft. Eine UNIVOX-Befragung ergab, dass für Schweizerinnen und Schweizer die Schönheit der Landschaft ein wichtiges oder gar ein sehr wichtiges Kriterium für die Auswahl des Ausflugszieles ist (GfS-Forschungsinstitut 2002). Dies ist ein wichtiger Grund dafür, der Pflege der Kulturlandschaft besondere Beachtung zu schenken und den Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) auf das Landschaftsbild zu untersuchen (Schüpbach 2001).

Für diese Untersuchung wurde das breit gefasste Ziel «Pflege der Kulturlandschaft» konkretisiert. Auf der Ebene der Landschaftselemente wurden folgende Ziele definiert:

- Erhaltung von traditionellen Landschaftselementen wie Hochstamm-Obstgärten und Hecken.
- Förderung von strukturreichen Landschaftselementen wie Buntbrachen.
- Erhaltung und Förderung von naturnahen Landschaftselementen wie *Extensiv genutzten Wiesen* und Streuwiesen.

Der Wunsch, den Einfluss der öAF auf das Landschaftsbild abzuschätzen, setzt die Bewertung des Landschaftsbildes voraus. Dazu gibt es eine Vielzahl von Methoden, die sich auf zwei grundsätzlich verschiedene Konzepte zurückführen lassen: Einerseits gibt es die laienorientierten Bewertungsmethoden und Bewertungsansätze (z.B. Bauer *et al.* 1979, Hunziker 2000), die auf einer grossen Zahl von Befragungstechniken (Atteslander 1995)

Beatrice Schüpbach,  
Agroscope FAL  
Reckenholz,  
Reckenholzstr. 191,  
CH-8046 Zürich

basieren. Andererseits gibt es diverse expertenorientierte Bewertungsmethoden, die auf einem von Experten zusammengestellten Kriterienkatalog basieren (z.B. Grosjean 1986, Hoisl *et al.* 1989, Perpeet 1992, Zusammenstellungen von Methoden in Schwan 1990, Schüpbach 2000). Beide Ansätze haben ihre Vor- und Nachteile; eine Diskussion darüber findet sich in der Literatur (z.B. bei Harfst 1980, Schöppner 1985, Schwan 1990). Ein wesentlicher Nachteil der laienorientierten Bewertungsmethoden ist der grosse Zeit- und Arbeitsaufwand für die Durchführung und Auswertung einer (repräsentativen) Befragung.

In dieser Studie wurde der Aufwand etwas reduziert, indem losgelöst von einem realen Landschaftsbild abgeschätzt wurde, auf welche Bereiche des Landschaftserlebnisses die öAF eine Wirkung haben können. Dies geschah mit Hilfe von ausgewählten Kriterien aus verschiedenen bestehenden Bewertungsmethoden in Form einer Expertenbefragung. Da diese Expertenbefragung nicht sehr umfangreich war, wurde noch ein zweiter Ansatz gewählt: Die drei Fallstudiengebiete des Evaluationsprojektes Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz wurden mit der Methode von Hoisl *et al.* (1989) bewertet.

## Material und Methoden

### Expertenbefragung zur Erlebniswirksamkeit der ökologischen Ausgleichsflächen

Das Ziel der Expertenbefragung war es, die Erlebniswirksamkeit von öAF in ihrem aktuellen Zustand zu beurteilen. Dazu wurden aus der Bewertungsmethode von Perpeet (1992), den Arbeiten von Winkelbrandt und Peper (1989) sowie von Krause und Klöppel (1996) Beurteilungskriterien zusammengestellt. In einem ersten Schritt wurden aus der Kriterienliste von Perpeet (1992) jene Kriterien ausgewählt, die losgelöst von der realen Landschaft beurteilt werden können und bei denen sichergestellt werden kann, dass sich die Beurteilung auf die öAF selber oder auf deren Kontrast zu ihrer Umgebung bezieht. Diese Bedingungen erfüllen vor allem die Kriterien, welche die jahreszeitlichen Aspekte der Landschaft beurteilen sowie ein Kriterium, das sich auf die Raumwirkung der Landschaft bezieht.

Aus Arbeiten von Winkelbrandt und Peper (1989) sowie den Studien von Krause und Klöppel (1996), die zur Beurteilung von Baumbeständen erarbeitet worden waren, wurden Kriterien wie Farbenvielfalt (Stamm, Blüten, Früchte und Grüntöne der Blätter), Hell-Dunkelmuster, Anordnung der Bäume sowie Schichtstruktur (unterschiedliche Höhe) der Vegetation ergänzt. Für die Beurteilung ihrer Kriterien unterscheiden Krause und Klöppel (1996) zwischen Mikroebene (0–100 m), Mesoebene (100–500 m) und Makroebene (über 500 m). Für die vorliegende Untersuchung wurde zwischen der Mikroebene (d.h. inwieweit erfüllt die einzelne öAF die Kriterien in sich selbst) und der Mesoebene (d.h. inwieweit unterscheidet sich die ökologische Ausgleichsfläche bezüglich der Kriterien von ihrer Umgebung) unterschieden. Ausserdem wurde in Anlehnung an Winkelbrandt und Peper (1989) die Einschätzung der öAF für die vier Jahreszeiten einzeln vorgenommen. Dadurch konnten wesentliche Aspekte der Struktur der Vegetation von Wiesen und Buntbrachen sowie deren Farbenvielfalt von Blüten berücksichtigt werden.

Zur Vereinfachung der Interpretation wurden die Kriterien nach der Auswertung in zwei Gruppen zusammengefasst. Die eine Gruppe von Kriterien beurteilt Farbunterschiede und misst den Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft, vergleichbar dem Erlebnisfaktor «Naturnähe» der Methode Hoisl *et al.* (1989). Die zweite Gruppe von Kriterien beurteilt die Struktur und Gliederung der Elemente an sich oder die Gliederung der Landschaft durch die zu beurteilenden Elemente. Sie sind vergleichbar mit dem Erlebnisfaktor «Vielfalt» der Methode Hoisl *et al.* (1989) und messen den Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft. In Tabelle 1 sind die Kriterien zusammengestellt und am Beispiel der *Extensiv genutzten Wiesen* die Bewertung einer Expertin eingetragen.

Die Bewertung mit Hilfe der in Tabelle 1 zusammengestellten Kriterien wurde von fünf Expertinnen und einem Experten durchgeführt. Bewertungsobjekte waren diejenigen Typen

**Tabelle 1. Kriterienliste zur Bewertung des Beitrags der ökologischen Ausgleichsflächen zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft am Beispiel der *Extensiv genutzten Wiesen***

Ökologische Ausgleichsflächen zeichnen sich aus durch:	Extensiv genutzte Wiesen							
	Wiese in sich selbst				Wiese zur Umgebung			
	Jahreszeit				Jahreszeit			
	F	S	H	W	F	S	H	W
<b>a) Naturnähe</b>								
Blütenfarben sichtbar	1	2	1	0	2	2	2	0
Farbige Früchte vorhanden	0	0	0	0	0	0	0	0
Farbenvielfalt durch Blattverfärbung	0	0	0	0	0	0	0	0
Grünunterschiede vorhanden (Gräser, Kräuter oder Laub)	1	2	2	1	1	1	1	1
Vegetationsentwicklung unterschiedlich weit fortgeschritten	2	1	1	0	1	2	1	0
<b>b) Vielfalt</b>								
Schichtstruktur der Vegetation	2	1	1	0	1	2	1	0
Schattige bzw. sonnige Plätze aufsuchbar (Hell- Dunkelmuster)	0	0	0	0	0	0	0	0
Sichere Orientierung möglich	0	0	0	0	0	1	0	0

F = Frühling, S = Sommer, H = Herbst, W = Winter

0: «Kein Beitrag», 1: «Geringer Beitrag», 2: «Mässiger Beitrag», 3: «Deutlicher Beitrag»

von öAF, die im Evaluationsprojekt untersucht werden. Es sind dies: *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen* (Typen 1 und 4), Streueflächen (Typ 5), Buntbrachen (Typ 7a), Hochstamm-Obstgärten (Typ 8), Hecken und Feldgehölze (Typ 10) sowie zusätzlich Einzelbäume (Typ 9). Bei der Bewertung wurde für jeden der oben aufgezählten Typen pro Kriterium und Jahreszeit ein Wert zwischen 0 und 3 eingesetzt, wobei 0 «kein Beitrag», 1 «geringer Beitrag», 2 «mässiger Beitrag» und 3 «deutlicher Beitrag» bedeutet. Die Expertinnen und Experten setzten sich entweder beruflich mit Landschaftsästhetik auseinander und sind demzufolge mit deren Hintergründen und Theorien vertraut, oder sie befassen sich beruflich mit der Kartierung und Bewertung von öAF und sind deshalb mit deren Aussehen und Qualität vertraut.

### **Bewertung des Landschaftsbildes der drei Fallstudiengebiete mit der Methode von Hoisl *et al.* (1989)**

Zur Beurteilung des Einflusses der öAF auf das Landschaftsbild wurde das Verfahren zur landschaftsästhetischen Vorbilanz von Hoisl *et al.* (1989), das auf den drei Erlebnisfaktoren «Vielfalt», «Naturnähe» und «Eigenart» basiert, in vereinfachter Form angewendet. Als Bewertungseinheit wurde pro Fallstudiengebiet je ein regelmässiges Gitternetz von 500 m x 500 m Seitenlänge (25 ha) definiert. Anschliessend wurden für jedes Rasterquadrat die Erlebnisfaktoren «Vielfalt» und «Naturnähe» vollständig berechnet, das heisst es wurden zunächst alle Landschaftselemente, die zur Höhe des Wertes des jeweiligen Erlebnisfaktors beitragen, berücksichtigt. In einem zweiten Schritt wurden die beiden Erlebnisfaktoren «Vielfalt» und «Naturnähe» ohne Berücksichtigung der öAF berechnet. Die Werte der beiden Erlebnisfaktoren aus den beiden unterschiedlichen Berechnungsarten wurden mit statistischen Tests verglichen. Auf dieser Basis wurde entschieden, ob es zwischen einer Landschaft mit und einer ohne ökologische Ausgleichsflächen bezüglich des Landschaftsbildes einen Unterschied gibt. Datengrundlagen dazu waren die digitalen Landnutzungskarten des Jahres 2000 in den drei Fallstudiengebieten. Die Details zur Berechnung der beiden Erlebnisfaktoren sind in Schüpbach (2001, 2003) beschrieben.

### **Statistische Methoden**

Um statistisch zu untersuchen, ob sich eine Landschaft mit öAF von einer Landschaft ohne ökologische Ausgleichsflächen bezüglich des Landschaftsbildes unterscheidet, wurden

für die Werte der beiden Erlebnisfaktoren «Vielfalt» und «Naturnähe» der U-Test nach Mann-Whitney und der Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben angewandt. Beides sind nichtparametrische Tests, die Unterschiede zwischen zwei Gruppen nachweisen sollen. Der U-Test nach Mann-Whitney vergleicht die Durchschnitte der Ränge der beiden Gruppen miteinander, während der Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben die Differenzen zwischen den unterschiedlichen Bewertungen desselben Objektes betrachtet. Mit dem U-Test von Mann-Whitney wurden (relativ deutliche) Unterschiede zwischen verschiedenen Landschaftstypen nachgewiesen (Schüpbach 2000). Für die vorliegende Studie wurde bewusst zusätzlich der Wilcoxon-Test angewandt, da mit diesem Test geringfügigere Unterschiede zwischen den Bewertungsergebnissen nachgewiesen werden können als mit dem U-Test. Die Auswertungen wurden mit der Statistik-Software «Statistica» durchgeführt.

## Erlebniswirksamkeit der ökologischen Ausgleichsflächen aufgrund der Expertenbefragung

Die Resultate der Expertenbefragungen zur Erlebniswirksamkeit der öAF wurden pro Element im ökologischen Ausgleich ausgewertet. Dabei wurden die Resultate für das Element an sich und die Wirkung des Elements im Vergleich zur Umgebung getrennt ausgewertet. Für die beiden Auswertungen wurden die Werte pro Kriterium zuerst pro Expertinnen oder Experten über die vier Jahreszeiten gemittelt. Anschliessend wurden die Werte pro Kriterium über alle Expertinnen und Experten gemittelt.

In Tabelle 2 sind die Resultate aller beurteilten Typen von öAF getrennt nach ihrem Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen oder vielfältigen Landschaft zusammengestellt. Dazu wurden die Werte der jeweiligen Kriterien pro Element sowohl für das Element an sich als auch für die Wirkung des Elementes im Vergleich zur Umgebung aufsummiert. Die einzelnen öAF können nach dieser Berechnung maximal 30 Punkte zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft und maximal 18 Punkte zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft erreichen. Es ist aber unrealistisch, dass alle Elemente des ökologischen Ausgleichs gleichermassen zu den einzelnen Kriterien beitragen. Es liegt in der Natur der Sache, dass Wiesen im ökologischen Ausgleich kaum ein Hell-Dunkelmuster erzeugen können und viel weniger zur Orientierung im Raum beitragen als beispielsweise eine Hecke und demnach auch nur einen geringen Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft leisten.

Die aufsummierten Werte wurden nun den Kategorien 0 (kein Beitrag), 1 (geringer Beitrag), 2 (mässiger Beitrag) und 3 (deutlicher Beitrag) zugeordnet. *Extensiv genutzte Wiesen* (8,5 Punkte), *Wenig intensiv genutzte Wiesen* (7,1 Punkte) sowie Einzelbäume und Feldgehölze (9,8 Punkte) leisten in ihrem aktuellen Zustand einen geringen Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft. Blütenfarben, Grünunterschiede zwischen Kräutern und Gräsern bzw. im Laub oder farbige Früchte wurden als wenig vielfältig eingeschätzt. Streue-

**Tabelle 2. Beitrag der verschiedenen Elemente im ökologischen Ausgleich zum Landschaftserlebnis**

Ökoflächentyp	Summe der Kriterien		Beitrag zum Erlebnis	
	Naturnahe Landschaft	Vielfältige Landschaft	Naturnahe Landschaft	Vielfältige Landschaft
<i>Extensiv genutzte Wiese</i>	8,5	1,6	1	0
<i>Wenig intensiv genutzte Wiese</i>	7,1	1,4	1	0
Streuefläche	11,3	5,0	2	1
Buntbrache	11,6	6,0	2	1
Einzelbäume u. Feldgehölze	9,8	9,4	1	2
Hecken	12,0	9,5	3	2
Hochstamm-Obstgarten	10,8	11,4	2	3

0: «Kein Beitrag», 1: «Geringer Beitrag», 2: «Mässiger Beitrag», 3: «Deutlicher Beitrag»



flächen (11,3 Punkte) und Buntbrachen (11,6 Punkte) leisten auf Grund ihrer grösseren Pflanzenartenvielfalt und ihres grösseren Blütenanteils einen mässigen Beitrag zum Erlebnis einer naturnahen Landschaft. Das gleiche gilt für die Hochstamm-Obstgärten (10,8 Punkte), wobei hier vor allem die Blüten und die Früchte eine wichtige Rolle spielen. Die Hecken schliesslich tragen mit 12 Punkten deutlich zur Steigerung der Attraktivität des Landschaftsbildes bei. *Extensiv genutzte Wiesen* (1,6 Punkte) und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (1,4 Punkte) tragen zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft nichts bei, was aber, wie oben schon erwähnt, wenig erstaunlich ist. Streueflächen (5 Punkte) und Buntbrachen (6 Punkte) leisten wegen ihrem grösseren Strukturreichtum einen geringen Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft. Einen mässigen Beitrag zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft leisten die dreidimensionalen Landschaftselemente wie Einzelbäume und Feldgehölze (9,4 Punkte) sowie Hecken (9,5 Punkte). Mit 11,4 Punkten tragen die Hochstamm-Obstgärten deutlich zum Erlebnis einer vielfältigen Landschaft bei.

Abbildung 2:  
Hochstammobstgärten  
im Vordergrund und  
Streueflächen im  
Hintergrund bereichern  
das Landschaftsbild  
(Foto: Beatrice  
Schüpbach).



### Landschaftsbewertung nach Hoisl et al. (1989)

Der U-Test nach Mann-Whitney ergibt keinen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den Werten der Erlebnisfaktoren «Vielfalt» oder «Naturnähe» mit und ohne öAF. Einzige Ausnahme sind die angemeldeten Hecken, Einzelbäume und Hochstamm-Obstgärten zusammen genommen, die in Ruswil/Buttisholz einen signifikanten Einfluss auf den Wert des Erlebnisfaktors «Vielfalt» haben ( $p=0,01$ ). Allerdings haben Waldränder und nicht angemeldete Hecken ebenfalls einen statistisch signifikanten Einfluss auf das Landschaftsbild

(vgl. Tab. 3 und 4). Die Hecken leisten demnach einen deutlichen Beitrag zum Wert des Erlebnisfaktors «Vielfalt», während Hochstamm-Obstgärten einen mässigen und Einzelbäume und Feldgehölze einen geringen Beitrag leisten (Tab. 5).

Mit dem paarweisen t-Test von Wilcoxon, der auch geringere Unterschiede zwischen gepaarten Stichproben feststellt, sind alle Werte der Erlebnisfaktoren «Vielfalt» und «Naturnähe» mit öAF statistisch signifikant verschieden von den Werten ohne öAF. Die einzige Ausnahme sind die Hochstamm-Obstgärten von Nuvilly/Combremont-le-Grand, die keinen Einfluss auf den Erlebnisfaktor «Naturnähe» haben (vgl. Tab. 4).

Statistisch gibt es demnach bezüglich der Werte der Erlebnisfaktoren «Vielfalt» und «Naturnähe» einen Unterschied zwischen einer Landschaft mit und einer ohne öAF. Der Einfluss, den die öAF oder Gruppen von öAF auf einzelne Erlebnisfaktoren und damit auf das Landschaftsbild haben, ist relativ gering, aber statistisch signifikant. *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen* sowie Hochstamm-Obstgärten leisten demnach einen geringen Beitrag zur Höhe des Wertes des Erlebnisfaktors «Naturnähe», Buntbrachen einen mässigen Beitrag. Der höhere Wert der Buntbrachen rechtfertigt sich damit, dass sich der Wert des Erlebnisfaktors «Naturnähe» mit Buntbrachen signifikant vom Wert ohne Buntbrachen unterscheidet, obwohl die Fläche der Buntbrachen geringer ist als diejenige der *Extensiv* und der *Wenig intensiv genutzten Wiesen* zusammen.

### Zusammenfassung der Ergebnisse und Empfehlungen

Der Einfluss der öAF auf das Landschaftsbild wurde mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt. In Tabelle 5 sind die Bewertungsergebnisse aus der Expertenbefragung und aus

**Tabelle 3. Statistische Unterschiede zwischen den Werten des Erlebnisfaktors «Vielfalt» mit und ohne einzelne Elemente des ökologischen Ausgleichs in den drei Fallstudiengebieten**

Landschaftselement	Signifikanz bei Mann-Whitney		Signifikanz bei Wilcoxon	
	Ja	Nein	Ja	Nein
Hecken (öAF)		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	Ra, Nu/Co, Ru/Bu	
Hochstamm-Obstgärten (öAF)		Nu/Co, Ru/Bu	Ru/Bu	Nu/Co
Hecken, Einzelbäume und Hochstamm-Obstgärten(alles öAF)	Ru/Bu	Nu/Co	Nu/Co, Ru/Bu	
Waldränder	Ru/Bu		Ru/Bu	
Hecken	Ra, Nu/Co, Ru/Bu		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	

Ra=Rafzerfeld, Nu/Co=Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu=Ruswil/Buttisholz

**Tabelle 4. Statistische Unterschiede zwischen den Werten des Erlebnisfaktors «Naturnähe» mit und ohne einzelne Elemente des ökologischen Ausgleichs in den drei Fallstudiengebieten**

Landschaftselement	Signifikanz bei Mann-Whitney		Signifikanz bei Wilcoxon	
	Ja	Nein	Ja	Nein
Wiesen im ökologischen Ausgleich		Ra, Nu/Co, Ru/Bu	Ra, Nu/Co, Ru/Bu	
Hochstamm-Obstgärten (öAF)		Nu/Co, Ru/Bu	Ru/Bu	Nu/Co

Ra=Rafzerfeld, Nu/Co=Nuvilly/Combremont-le-Grand, Ru/Bu=Ruswil/Buttisholz

**Tabelle 5. Beitrag der ökologischen Ausgleichsflächen zum Landschaftsbild**

Ökoflächentyp	Resultate Expertenbewertung		Bewertung nach Hoisl <i>et al.</i> (1989)		Total
	Beitrag zu naturnahem Landschafts-erlebnis	Beitrag zu vielfältigem Landschafts-erlebnis	Beitrag zum Erlebnisfaktor «Naturnähe»	Beitrag zum Erlebnisfaktor «Vielfalt»	
<i>Extensiv genutzte Wiese</i>	1	0	1	0	0,5
<i>Wenig intensiv genutzte Wiese</i>	1	0	1	0	0,5
Streuefläche	2	1	Nicht berechnet	Nicht berechnet	(1,5)
Buntbrache	2	1	2	0	1,25
Einzelbäume und Feldgehölze	1	2	0	1	1
Hecken	3	2	0	3	2
Hochstamm-Obstgarten	2	3	1	2	2

0: «Kein Beitrag», 1: «Geringer Beitrag», 2: «Mässiger Beitrag», 3: «Deutlicher Beitrag»

der Bewertung des Einflusses der öAF auf das reale Landschaftsbild mit der Methode Hoisl *et al.* (1989) zusammengestellt. Daraus wurde ein Gesamtwert abgeleitet.

Generell ist der Einfluss der öAF auf das Landschaftsbild gering, er ist aber auf der wissenschaftlich-statistischen Ebene nachweisbar. Eine Landschaft mit öAF ist schöner als eine Landschaft ohne diese Elemente. Zwischen den verschiedenen Typen von ökologischen Ausgleichsflächen gibt es graduelle Unterschiede: *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen* leisten in ihrem aktuellen Zustand den geringsten Beitrag zu einem naturnahen und vielfältigen Landschaftsbild. Da sie sich häufig kaum von den «gewöhnlichen» Intensivwiesen unterscheiden, können sie das Landschaftsbild nur gering durch Farbe und Struktur oder Vielfalt bereichern. Im mittleren Bereich liegen Streueflächen, Buntbrachen und Einzelbäume/

Feldgehölze, wobei das Resultat der Streueflächen etwas durch die fehlende Datengrundlage in den drei Fallstudiengebieten verzerrt ist. Buntbrachen und Streueflächen zeichnen sich gegenüber den *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* durch eine stärker strukturierte und farbenreichere Vegetation aus, die auch zur Vielfalt der Landschaft beitragen, während bei den Einzelbäumen vor allem der Beitrag zur Vielfalt und zur Strukturierung der Landschaft ins Gewicht fällt. Gemessen an der geringen Zahl an Buntbrachen ist deren Wirkung im Vergleich zu den *Extensiv genutzten Wiesen* noch stärker. Die Hecken und Hochstamm-Obstgärten schliesslich haben den stärksten Einfluss auf das Landschaftsbild und beeinflussen sowohl die Naturnähe als auch die Vielfalt.

Für ein attraktives Landschaftsbild ist die Erhaltung der (noch) vorhandenen Hecken und Hochstamm-Obstgärten unabdingbar. Der positive Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild kann mit der Förderung der Buntbrachen sowie der Förderung der Farben- und Strukturvielfalt der *Extensiven* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen* verstärkt werden. Es ist zu hoffen, dass letzteres durch die Ökoqualitätsverordnung gefördert wird.

### Literatur

- Atteslander P., 1995. Methoden der empirischen Sozialforschung. 8. bearb. Auflage. Walter de Gruyter, Berlin, New York.
- Bauer F., Franke J. und Gätschenberger K., 1979. Zur Messung der Erlebniswirkung von Landschaften. *Natur und Landschaft*, Jg. 54, 1979, Heft 7/8.
- GfS-Forschungsinstitut, 2002. UNIVOX-Zusatzfragen für das BUWAL. Wirtschaftsforschung und Sozialmarketing, Zürich, Februar 2002.
- Grosjean G., 1986. Ästhetische Bewertung ländlicher Räume am Beispiel von Grindelwald. Geographisches Institut der Universität Bern, *Geographica Bernensia*. 13 S.
- Harfst W., 1980. Zur Gültigkeit von Erholungsbewertungsmethoden. Dissertation an der Fakultät für Gartenbau und Landeskultur der Universität Hannover.
- Hoisl R., Nohl W., Zerkon S. und Zöllner G., 1989. Landschaftsästhetik in der Flurbereinigung; Materialien zur Flurbereinigung – Heft 11, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- Hunziker M., 2000. Einstellung der Bevölkerung zu möglichen Landschaftsentwicklungen in den Alpen. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- Krause C.-L. und Klöppel D., 1996. Landschaftsbild und Eingriffsregelung. Hinweise zur Berücksichtigung von Landschaftsbildelementen. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg 1996.
- Perpeet M., 1992. Landschaftserlebnis und Landschaftsgestaltung. Schriftenreihe des Institutes für Landespflege der Universität Freiburg i. Br., Heft 19.
- Schöppner A., 1985. Methoden zur Bewertung der Landschaft für Freizeit und Erholung – Überblick und kritische Beurteilung; *Natur und Landschaft*, 60. Jg. (1985), Heft 1; Verlag W. Kohlhammer, 16-19.
- Schüpbach B., 2000. Ein Vergleich zwischen landschaftsästhetischer Bewertung und ökologischer Bewertung. Dargestellt am Beispiel von vier Untersuchungsgebieten im schweizerischen Mittelland. Verlag Peter Lang, Bern.
- Schüpbach B., 2001. Beitrag zur Effizienzanalyse der FAT: Der Einfluss der ökologischen Ausgleichsflächen auf das Landschaftsbild. Interner Bericht. 20 S.
- Schüpbach B., 2003. Methods for Indicators to Assess Landscape Aesthetics. In: NIJOS Norwegian Institute of Land Inventory (Hrsg.), *Agricultural impacts on landscapes: developing indicators for policy analysis*. NIJOS rapport 7/03, 277-287.
- Schwan C., 1990. Landschaftsästhetik als Bewertungsproblem; Beiträge zur räumlichen Planung, Heft 28, Schriftenreihe des Fachbereichs Landespflege, Hannover.
- Winkelbrandt A. und Peper H., 1989. Zur Methodik der Landschaftsbilderfassung und -bewertung für Umweltverträglichkeitsprüfungen am Beispiel von Retentionsmassnahmen im Raum Breisach. *Natur und Landschaft*, Jg 64, 1989, Heft 7/8.





### 13 Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen auf Biodiversität und Landschaft

Felix Herzog, Thomas Walter, Stéphanie Aviron, Simon Birrer, Serge Buholzer, Jacques Derron, Suzanne Dreier, Peter Duelli, Lisa Eggenschwiler, Sebastian Hoehstetter, Otto Holzgang, Philippe Jeanneret, Dorothea Kampmann, Eva Knop, Lukas Kohli, Henryk Luka, Sarah Pearson, Lukas Pfiffner, Stéfano Pozzi, Olivier Roux, Beatrice Schüpbach und Martin Spiess

**Wir beurteilen die Wirkung der ökologischen Ausgleichsflächen (öAF) auf die Biodiversität als moderat positiv. Im Vergleich zu intensiv bewirtschafteten Flächen gibt es auf öAF eine höhere Artenvielfalt. Der ökologische Ausgleich leistet somit einen messbaren Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft. Die Artenvielfalt ist jedoch insgesamt gesehen noch immer auf einem tiefen Niveau. Nur ein kleiner Teil der öAF entspricht zudem den Qualitätskriterien der Öko-Qualitätsverordnung. Arten der *Roten Liste* profitieren nur vereinzelt vom ökologischen Ausgleich. In Zukunft müssen die Anreize verstärkt so gesetzt werden, dass die Qualität der öAF und deren Vernetzung mit artenreichen Flächen verbessert wird. Zur Erhaltung und Förderung der gefährdeten Arten ist die Schaffung artenreicher Lebensräume vordringlich.**

Das Bundesamt für Landwirtschaft und der Bund haben Ziele formuliert, die mit den Öko-massnahmen bzw. dem ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN, Bundesrat 1998) bis 2005 zu erreichen sind (BUWAL 1998a, BLW 1999, Bundesblatt 2002). Die Ziele sind in der Einleitung zusammengestellt (Kapitel 1, Tab. 1).

#### Erreichung der Flächenziele

Das Ziel, bis ins Jahr 2005 10 % (108'000 ha) der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) als ökologische Ausgleichsflächen (öAF) zu bewirtschaften (Bundesblatt 2002), wird erreicht. Im Jahr 2003 waren es 116'000 ha öAF, die zu 90 % aus verschiedenen Grasland-

Felix Herzog, Thomas Walter, Stéphanie Aviron, Serge Buholzer, Suzanne Dreier, Lisa Eggenschwiler, Sebastian Hoehstetter, Philippe Jeanneret, Dorothea Kampmann, Eva Knop und Beatrice Schüpbach, Agroscope FAL Reckenholz, Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich

Simon Birrer, Otto Holzgang, Lukas Kohli und Martin Spiess Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach

Jacques Derron und Stéfano Pozzi, Agroscope RAC Changins, Route de Duillier, CH-1260 Nyon 1

Peter Duelli, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

Henryk Luka und Lukas Pfiffner, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Ackerstrasse, CH-5070 Frick

Sarah Pearson, Service Romand de Vulgarisation Agricole, Avenue des Jordils 1, CH-1006 Lausanne

Olivier Roux, Bundesamt für Landwirtschaft, Mattenhofstr. 5, CH-3003 Bern



Typen bestanden (Kapitel 3, Tab. 3). Das Ziel, dass im Talgebiet 65'000 ha als öAF bewirtschaftet werden sollen (Bundesblatt 2002), wird dagegen knapp verfehlt werden. Im Jahr 2003 waren es 57'000 ha öAF (Kapitel 3, Tab. 5), und in den Jahren davor war kaum noch eine Zunahme feststellbar (Kapitel 3, Abb. 3).

### Qualitativ wertvolle öAF im Talgebiet

In absehbarer Zeit sollen 65'000 ha qualitativ wertvolle öAF im Talgebiet erreicht werden (BUWAL 1998a). Zur Beurteilung der ökologischen Qualität von Habitaten wird ein Bewertungsmaßstab benötigt. Dafür gibt es verschiedene Möglichkeiten (z.B. Kowarik 1999), und es können strengere oder weniger strenge Maßstäbe angelegt werden. Für unsere Fragestellung bieten sich die Qualitätskriterien der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV, Bundesrat 2001) als Maßstab an. In Tabelle 1 sind die floristischen und strukturellen Qualitätskriterien der ÖQV zusammengefasst. Faunistische Kriterien werden nicht direkt berücksichtigt. In den Kapiteln 5.1 bis 5.3 haben wir entsprechende Beurteilungen für öAF (Wiesen, Hecken und Hochstamm-Feldobstbäume) vorgenommen (Tab. 2a). Für die anderen Typen von öAF gibt es keine Kriterien nach der ÖQV. Anhand der Erfahrungen mit laufenden Untersuchungen auf Extensiv genutzten Weiden (Typ 2) schätzen wir aber, dass bei diesen Typen von öAF – ähnlich wie bei den öAF-Wiesen – etwa 20 % qualitativ hochwertig sind. Buntbrachen (Typ 7a) stufen wir aufgrund der Ergebnisse der Kapitel 5.4, 6 und 7 und der Anforderung in Art. 42 der revidierten Direktzahlungsverordnung (DZV, Bundesrat 1998) an die Mindestqualität als zu 100 % ökologisch hochwertig ein (Tab. 2b). Ausserdem haben wir die rund 1'700 ha öAF berücksichtigt, welche im Rahmen von ÖQV-Projekten einen Beitrag zur Vernetzung leisten (BLW 2004, Tab. 2c). Insgesamt ergibt sich so eine Schätzung von 20'000 ha qualitativ wertvoller öAF im Talgebiet. Dies entspricht knapp 3 % der LN. Weitere, von der Fläche her kaum ins Gewicht fallende Typen von öAF (insgesamt 2'618 ha im Talgebiet), von denen ein Teil ebenfalls hohe ökologische Qualität aufweisen dürfte, sind in dieser Schätzung nicht enthalten.

**Tabelle 1. Kriterien der Öko-Qualitätsverordnung (Bundesrat 2001) für die Beurteilung der Qualität von ökologischen Ausgleichsflächen (öAF)**

öAF-Typ	Qualitätskriterien <sup>1)</sup>
Extensiv genutzte Wiesen (Typ 1), Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typ 4), Streueflächen (Typ 5)	Vorkommen von mindestens 6 Indikator-Pflanzenarten; zusammenhängende Fläche; maximal 50 % von Bäumen und Sträuchern bedeckt.
Hecken-, Feld- und Ufergehölze (Typ 10)	Gehölzstreifen mindestens 2 m breit; Krautsaum nach DZV von je mindestens 3 m Breite auf beiden Seiten; nur einheimische Strauch- und Baumarten mit durchschnittlich mindestens 5 Arten pro 10 Laufmeter, davon mindestens 20 % dornentragend oder mindestens ein landschaftstypischer Baum (Umfang von 170 cm auf 1,5 m Höhe) pro 30 Laufmeter.
Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)	Mindestens 10 Bäume auf mindestens 0,2 ha; Baumdichte zwischen 30 und 100 Bäumen/ha; Kombination mit weiterer öAF entweder als Unternutzung oder in ökologisch sinnvoller Nähe (i.d.R. 50 m); Mindestgrösse dieser öAF: 0,5 Aren pro Baum.

<sup>1)</sup> detaillierte Ausführungsbestimmungen: <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00330/>

Damit sind wir gegenwärtig noch weit vom angestrebten Ziel entfernt. Es gibt aber erste Hinweise darauf, dass infolge der Anreize durch die ÖQV das Erreichen der Ziele verbessert wird (Peter und Walter 2001, Kohli *et al.* 2004). Doch auch wenn dieser Trend anhalten sollte, ist nicht damit zu rechnen, dass die Zielgrösse von 65'000 ha qualitativ wertvoller öAF «in absehbarer Zeit» erreicht werden wird. Dazu wären zusätzliche Massnahmen zur Förderung der Qualität der öAF notwendig. Allerdings ist zu beachten, dass es innerhalb des Mittellandes bedeutende regionale Unterschiede gibt. In der biogeographischen Region

**Tabelle 2. Anteil qualitativ wertvoller ökologischer Ausgleichsflächen (öAF) im Talgebiet (Stand 2003)**

öAF-Typ	Fläche in Tal- und Hügelizeone 2003		
	insgesamt <sup>1)</sup>		davon qualitativ wertvoll <sup>4)</sup>
<b>a) Bewertung anhand ÖQV, Hochrechnung aufgrund Kapitel 5.1 – 5.3</b>			
Extensiv genutzte Wiesen (Typ 1)	30'316 ha	29 %	8'800 ha
Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typ 4)	11'739 ha	11 %	1'300 ha
Streueflächen (Typ 5)	2'482 ha	82 %	2'000 ha
Hochstamm-Obstgärten (Typ 8)	18'250 ha <sup>2)</sup>	12 %	2'200 ha
Hecken (Typ 10)	1'778 ha	44 %	800 ha
<b>b) Weitere Schätzungen (vgl. Text)</b>			
Extensiv genutzte Weiden (Typ 2)	5'398 ha	20 %	1'000 ha
Buntbrachen (Typ 7a)	2'408 ha	100 %	2'400 ha
<b>c) Flächen mit Vernetzungsfunktion nach ÖQV <sup>3)</sup></b>			<b>1'700 ha</b>
<b>Total</b>			<b>20'200 ha</b>

<sup>1)</sup> Kapitel 3, Tab. 5

<sup>2)</sup> geschätzt aus der Anzahl Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8) unter der Annahme, dass ein Baum 100 m<sup>2</sup> entspricht

<sup>3)</sup> öAF, welche 2003 Beiträge nach ÖQV für Vernetzung erhielten, jedoch nicht für biologische Qualität (BLW 2004, Tab. 35)

<sup>4)</sup> gerundete Werte

«Genferseegebiet und Hochrheinebene» ist die Qualität der öAF generell höher als im restlichen Mittelland. Auch ist die Qualität in der voralpinen Hügelizeone generell etwas höher als in den Ackerbau- und Übergangszonen (Kapitel 5.1 bis 5.3).

## Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt

Ob die heimische und natürliche Artenvielfalt durch den ökologischen Ausgleich erhalten und gefördert wird (BUWAL 1998a, BLW 1999), ist schwierig zu beurteilen, da ein Ermessensspielraum besteht, was unter «Erhaltung» und unter «Förderung» zu verstehen ist. Hinzu kommt, dass für die Mehrzahl der öAF (z.B. Wiesen, Hecken, Hochstamm-Feldobstbäume) der beobachtete Zeitraum zu kurz ist, um statistisch gesicherte Aussagen über die Entwicklung der Artenvielfalt machen zu können. Die Ausgangslage (der Zustand vor der Einführung der Ökomassnahmen) ist nur punktuell bekannt (Weggler und Widmer 2000, Peter und Walter 2001). Als die ersten Erhebungen des Evaluationsprojektes begannen (1997), wurden bereits über 85'000 ha als öAF bewirtschaftet.

Die seither gemachten und bis 2004 fortgesetzten Erhebungen auf öAF und Kontrollflächen erlauben trotzdem eine Beurteilung der Situation, hier noch ohne Berücksichtigung der gefährdeten (*Rote Liste*) Arten (nächster Abschnitt). Die Untersuchung mehrerer Biodiversitätsindikatoren mit unterschiedlichen Ansprüchen und Reaktionsweisen war eine wichtige Voraussetzung für diese Beurteilung (Kapitel 1, Tab. 2).

■ In den Fallstudien, in denen wir die Artenvielfalt auf öAF mit der Artenvielfalt auf intensiv bewirtschafteten Flächen verglichen haben (Kapitel 6.1 – 6.5, 9, 10), war die Artenzahl einzelner Biodiversitätsindikatoren (Vegetation, Arthropoden) auf den öAF höher als auf den Vergleichsflächen (z.B. Kapitel 10, Abb. 1). Vor allem anspruchsvolle Arten (Spezialisten) waren häufiger (Kapitel 6.2 – 6.4, jeweils Tab. 2). Die öAF beeinflussen die Verteilung der Vogelreviere und wirken sich tendenziell positiv auf die Bestände der häufigeren Arten aus. Grosse öAF mit guter Qualität, die nicht an überbaute Flächen grenzen, wurden von Hochstamm-Obstgarten- und Hecken-Vögeln signifikant häufiger besiedelt

als entsprechende nicht als öAF angemeldete Habitate. Die Dichte der in der Gruppe der «Landschafts-Indikatoren» zusammengefassten Vogelarten nahm mit steigendem Anteil an Ökoflächen zu (Kapitel 7, Tab. 2). In Ackerbaugebieten waren Feldhasen häufiger, wenn mehr öAF existierten (Kapitel 8).

- Die Artengemeinschaften der Arthropoden auf öAF und Vergleichsflächen unterschieden sich deutlich und statistisch signifikant (z.B. Kapitel 6.2, Abb. 4; 6.3, Abb. 3). Dadurch leisten die öAF einen Beitrag zur regionalen Biodiversität.
- Im Berggebiet fanden sich die Ökoflächen oft in höheren und steileren Lagen als die intensiv bewirtschafteten Wiesen. Sie hatten statistisch signifikant mehr Pflanzenarten als die Vergleichsflächen (Kapitel 9, Abb. 2). Im Berggebiet leistet der ökologische Ausgleich einen Beitrag zur Fortsetzung der extensiven Bewirtschaftung bestimmter Bergwiesen, die sonst möglicherweise verbrachen würden.
- Bei neu angesäten oder gepflanzten Typen von öAF (vor allem Brachen, Wiesen auf stillgelegtem Ackerland) können wir davon ausgehen, dass sie die Artenvielfalt fördern. Sie spielen aber von der Fläche her eine untergeordnete Rolle. Bei allen anderen Typen (insbesondere bei Streueflächen, *Extensiv* und *Wenig intensiv genutzten Wiesen*) vermuten wir, dass ein Teil dieser Standorte bereits vor der Bewirtschaftung als öAF eine höhere Biodiversität aufgewiesen hat. Diese Standorte wurden aber vermutlich dank der Ausweisung als öAF und/oder als Naturschutzfläche vor einer weiteren Intensivierung bewahrt.

Insgesamt kommen wir zum Schluss, dass durch die Anlage der öAF ein messbarer Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt geleistet wird und dass sie dazu beitragen, den in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts beobachteten Rückgang an Wildarten im Agrarraum (z.B. Günter *et al.* 2002) zumindest zu verlangsamen. Eine Förderung der Artenvielfalt konnten wir nur punktuell belegen (vor allem bei neu angelegten Öko-Elementen). Um die zeitliche Entwicklung beispielsweise auf Wiesen zu beurteilen, sind längerfristige Untersuchungen notwendig. Immerhin zeigt das seit dem Jahr 2000 laufende RBA-Projekt (Kap. 6.6), bei dem jährlich auf denselben 15 Landwirtschaftsflächen im Mittelland die lokale Vielfalt der Insekten und Spinnen erfasst wird, dass sich im Vergleich zum Wirtschaftswald und zu unbewirtschafteten Flächen («Wildnis») die Artenvielfalt im Agrarland eher positiv entwickelt. Falls sich dieser positive Trend vor allem gegenüber den unbewirtschafteten Flächen mittelfristig statistisch absichern lässt, kann er als Folge einer zunehmend ökologischeren Bewirtschaftung in der Agrarlandschaft interpretiert werden.

### Keine weiteren Artenverluste (*Rote Liste*), Wiederausbreitung bedrohter Arten

Mit der Einführung von öAF wurde ausdrücklich die Erwartung verknüpft, einen Beitrag zum Artenschutz zu leisten (BLW 1999). Dies ist ein vergleichsweise hohes Ziel. In Agrar-Umweltprogrammen der EU-Nachbarstaaten ist die Förderung gefährdeter Arten in der Regel kein explizites Ziel (Kapitel 11). Grundsätzlich fanden wir in den Ökoflächen relativ wenig Pflanzen- und Tierarten der *Roten Listen*. Nur auf einem kleinen Teil der öAF waren gefährdete Arten überhaupt vorhanden. Die Streueflächen bilden hier die einzige Ausnahme. Von den 16 gefährdeten Brutvogelarten, welche als Indikatoren erhoben wurden, zeigten nur drei eine statistisch signifikante Zunahme. Die Bestände der meisten gefährdeten Vogelarten gehen aber weiter zurück (Kapitel 7, Tab. 1). Auch gefährdete Arthropodenarten wurden nur vereinzelt beobachtet.

Allerdings gibt es auch einzelne Erfolgsgeschichten. So ist der Malven-Dickkopffalter, eine stark bedrohte Tagfalterart, wieder häufiger geworden. Die Art scheint vor allem von den Buntbrachen profitiert zu haben (Kapitel 6.4). In Fallstudien konnten wir ausserdem zeigen, dass seltene Heuschreckenarten vor allem dann durch öAF gefördert werden, wenn die öAF in der Nähe von Naturschutzgebieten liegen (Kapitel 6.5). Ein möglicher Grund für den

geringen Anteil an öAF mit gefährdeten Arten liegt darin, dass im Mittelland insgesamt zu wenig Reliktpopulationen und wertvolle Habitate vorhanden und die bestehenden Habitate nicht gut genug mit den öAF vernetzt sind.

Im Gegensatz zu den bereits jetzt gefährdeten Tier- und Pflanzenarten war die Anzahl der als potenziell gefährdet eingestuftarten in den Ökoflächen höher. Beispielsweise fanden wir potenziell gefährdete Pflanzenarten in über 20 % der *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1) des Mittellandes. Diese Arten könnten stark unter Druck kommen, wenn die Ökoflächen intensiv bewirtschaftet oder aber verbrachen würden.

Insgesamt leistet der ökologische Ausgleich nur einen beschränkten Beitrag zum Schutz und zur Wiederausbreitung von heute gefährdeten Tier- und Pflanzenarten. Seine Wirkung liegt aber darin, dass er nicht gefährdete Arten in der Agrarlandschaft fördert und potenziell gefährdete Arten davor bewahrt, so selten zu werden, dass sie in die *Rote Liste* aufgenommen werden müssten.

## Beitrag der einzelnen Ökoflächen-Typen

Von den 17 verschiedenen Typen von öAF haben wir die 6 wichtigsten (beitragsberechtigt, flächenrelevant) untersucht. Sie machen zusammen 82 % der flächigen öAF aus. Hinzu kommen die Hochstamm-Feldobstbäume, die nicht als Fläche, sondern als Einzelbäume angemeldet werden.

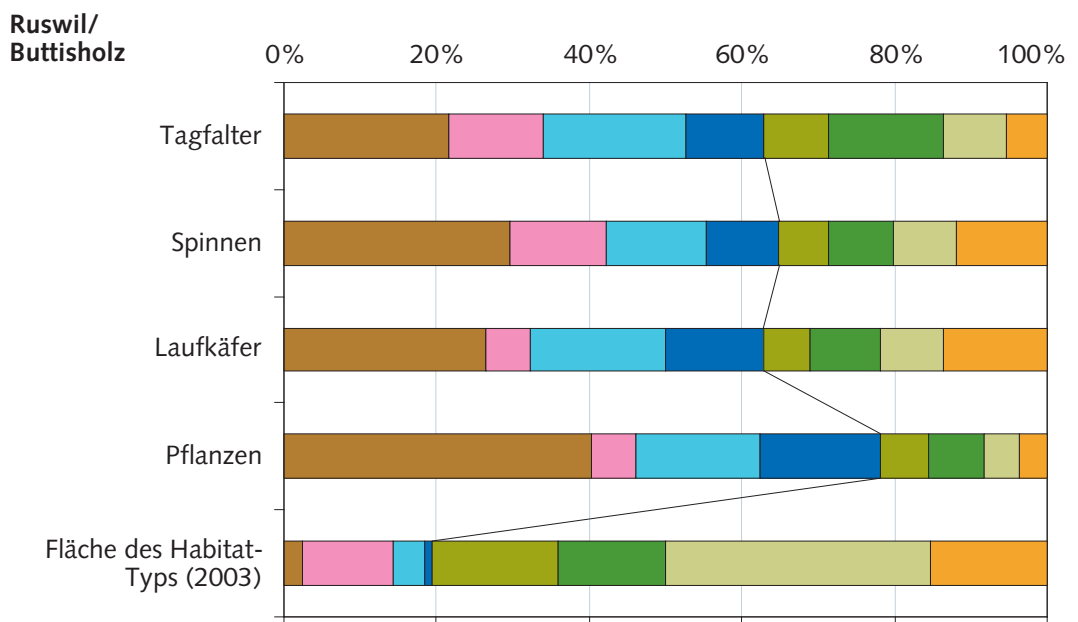
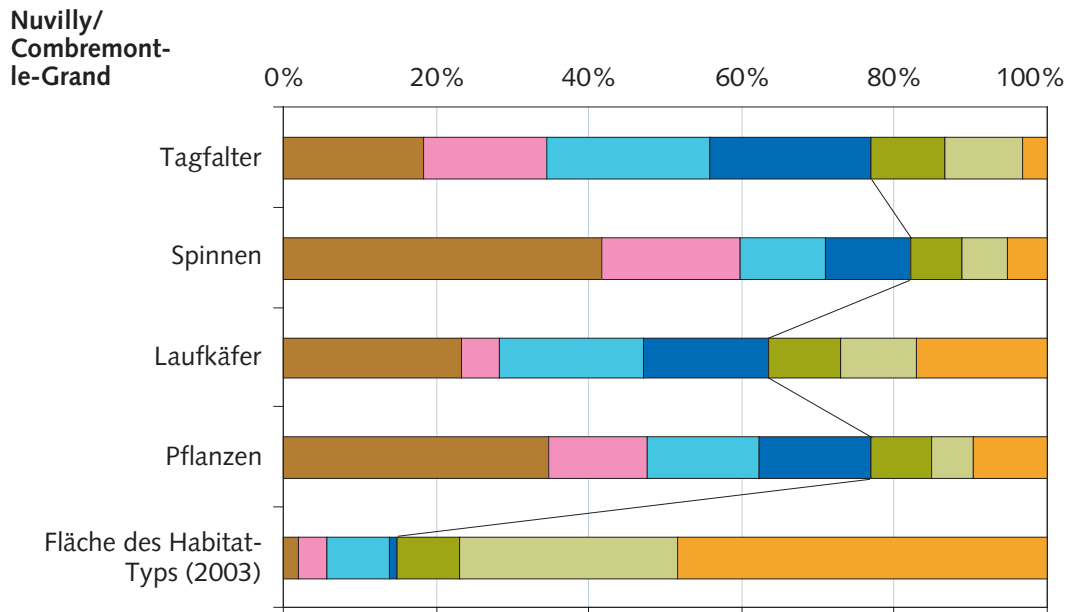
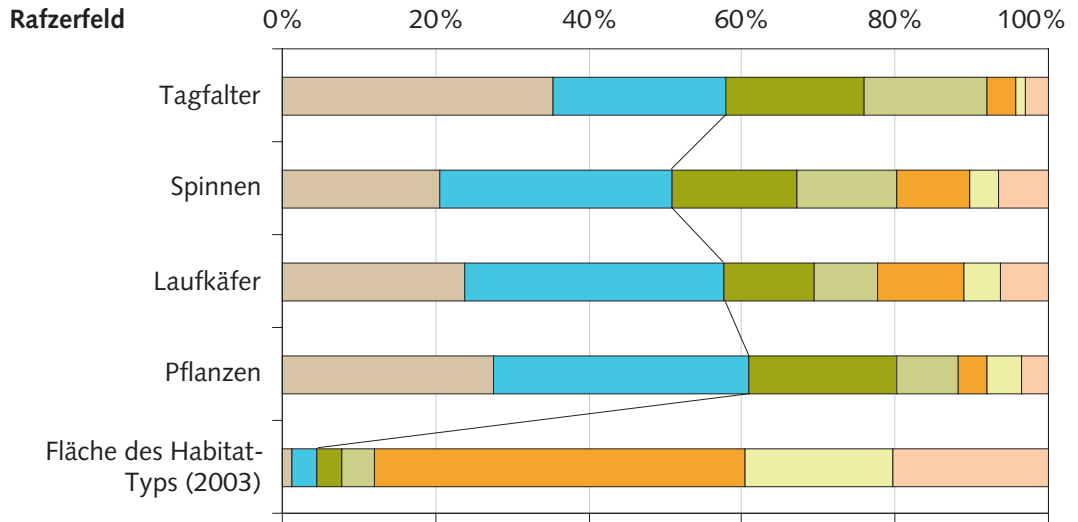
Abbildung 1 illustriert den Beitrag der verschiedenen Habitate zur regionalen Biodiversität in drei Fallstudiengebieten. Obwohl die Ökoflächen maximal 20 % der LN der Gebiete ausmachen, tragen sie 50 bis 80 % zur gesamten Diversität der untersuchten Pflanzen und Arthropodengruppen bei. Mit jedem Typ von öAF kommen neue Arten hinzu. Ein Abwägen der einzelnen Typen gegeneinander macht keinen Sinn, denn um die Vielfalt der Arten der Agrarlandschaft zu erhalten, braucht es auch die Vielfalt der verschiedenen Lebensräume. Es wäre deshalb ein Trugschluss, sich im Sinn der ökonomischen Effizienz in Zukunft auf diejenigen öAF-Typen zu konzentrieren, von denen ein grosser Teil bereits jetzt als qualitativ wertvoll beurteilt wird. Vielmehr braucht es eine breite Palette von verschiedenen, qualitativ hochwertigen öAF und eine sich an Ziel- und Leitarten orientierende Vernetzung der Lebensräume, wie sie mit der ÖQV angestrebt wird.

### **Extensiv genutzte Wiesen (Typ 1) und Wenig intensiv genutzte Wiesen (Typ 4)**

Die Gesamtfläche dieser beiden öAF-Typen beträgt 84'000 ha. Das sind 72 % aller flächigen öAF oder 8 % der LN der Schweiz (Kapitel 3, Tab. 3). Die *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1) sind etwas häufiger (49'000 ha, davon 30'000 ha im Mittelland) und schneiden in der Beurteilung besser ab als die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* (Typ 4, 35'000 ha, davon 12'000 ha im Mittelland). Ein grösserer Anteil der *Extensiv genutzten Wiesen* des Mittellandes enthält bedrohte Arten (7 %) und erfüllt die Qualitätskriterien der ÖQV (29 %). Bei den *Wenig intensiv genutzten Wiesen* sind es 3 bzw. 11 % (Kapitel 5.1). Im Mittel der beiden öAF-Typen erfüllen 20 % die Qualitätskriterien der ÖQV. Auch die in Fallstudien erhobenen Artenzahlen von Tagfaltern, Spinnen, Laufkäfern, Bienen und Heuschrecken waren unter dem Niveau, welches auf qualitativ hochwertigen Fettwiesen beobachtet wird (Kapitel 6, 10). Trockenheits- und wärmeliebende Arthropodenarten, welche für traditionelle Fettwiesen typisch und für den Schutz der Biodiversität von Interesse sind, finden auf der Mehrzahl der öAF-Wiesen keinen Lebensraum, weil die Struktur der Bestände zu dicht ist. Zusammen mit der Tatsache, dass öAF-Wiesen oft in der Nähe von Waldrändern und Hecken angelegt werden (Kapitel 3, Tab. 7), sind dies Gründe dafür, dass wiesenbrütende Vogelarten nicht von den öAF-Wiesen profitieren. So waren ihre Reviere nicht mit den öAF assoziiert (Kapitel 7).

Auch wenn die öAF-Wiesen den Kriterien der ÖQV in ihrer Mehrzahl nicht gerecht werden, so haben wir doch in den meisten Fallstudien Unterschiede zwischen öAF-Wiesen und





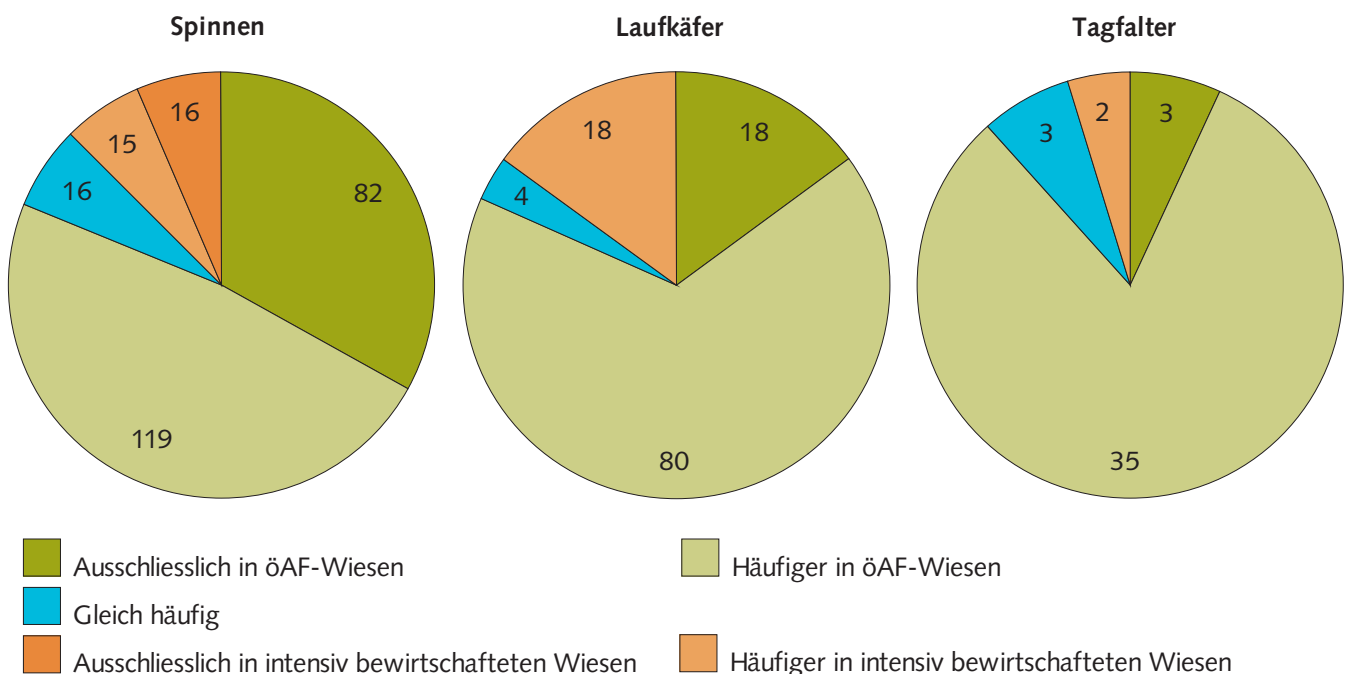
**Abbildung 1:** Relative Beiträge der einzelnen ökologischen Ausgleichsflächen (HEH, HS, BB, EW, WIW), des intensiv genutzten Graslands (NW, WE, KW) und der Kulturen (GE, ZR, MA) zur Diversität von Pflanzen, Tagfaltern, Spinnen und Laufkäfern in den drei Fallstudiengebieten Rafzerfeld, Nuvilly/Combremont-le-Grand und Ruswil/Buttisholz. Der Beitragswert (in %) eines Habitat-Typs für eine Indikatorgruppe stellt die Spezifität der Arten dieser Gruppe für diesen Habitat-Typ dar. Die Spezifität ist die Verbundenheit der Arten mit einem Habitat-Typ, basierend auf ihrer relativen Häufigkeit. Als Vergleichsbasis ist auch die Fläche der einzelnen Habitat-Typen in den drei Fallstudiengebieten dargestellt.

HEH: Hecken,  
 HS: Hochstamm-  
 Feldobstbäume,  
 BB: Buntbrachen,  
 EW: Extensiv  
 genutzte Wiesen,  
 WIW: Wenig intensiv  
 genutzte Wiesen,  
 NW: Naturwiesen,  
 WE: Weiden,  
 KW: Kunstwiesen,  
 GE: Getreide,  
 ZR: Zuckerrüben,  
 MA: Mais.



intensiv bewirtschafteten Wiesen festgestellt. Auf den öAF-Wiesen gab es nicht nur tendenziell mehr Pflanzen- und Arthropodenarten; auch die Artengemeinschaften waren statistisch signifikant verschieden von jenen der Vergleichswiesen (Kapitel 6, 10; Aeschbacher 2003). Die meisten Arthropodenarten waren auf öAF-Wiesen häufiger als auf intensiv bewirtschafteten Vergleichsflächen (Abb. 2). Hecken- und Obstgartenvögel scheinen von *Extensiv genutzten Wiesen* in der Umgebung ihrer Habitate zu profitieren (Kapitel 7, Tab. 3). Turmfalken und Waldohreulen bevorzugten bei der Nahrungssuche *Extensiv genutzte Wiesen* gegenüber Kunstwiesen (Aschwanden *et al.* 2005). Die *Extensiv genutzten Wiesen* hatten zumindest in Ackerbaugebieten einen positiven Einfluss auf die Feldhasen, nicht jedoch in Futterbaugebieten. Die *Wenig intensiv genutzten Wiesen* hatten keinen nachweisbaren Einfluss auf die Feldhasen (Kapitel 8).

Im Berggebiet (Nordalpen, östliche Zentralalpen) entsprach die Zusammensetzung der Vegetation der Bergwiesen eher den Zielvorstellungen als im Talgebiet. So erfüllte ein grösserer Teil (82 %) die Qualitätskriterien der ÖQV (Kapitel 9, Abb. 4). Auf 18 % der öAF-Wiesen fanden sich gefährdete Arten (Nordalpen: 11 %; Östliche Zentralalpen: 26 %; Kapitel 9, Abb. 3). Im Berggebiet leistet der ökologische Ausgleich einen Beitrag zur Eindämmung der Verbrachung und ermöglicht auch in Zukunft eine extensive Bewirtschaftung der Bergwiesen.



Wir beurteilen den Anteil von nur 20 % öAF-Wiesen im Mittelland, welche den Qualitätsanforderungen der ÖQV entsprechen, als ungenügend. Der Pflanzenbestand von vielen öAF-Wiesen spiegelt nach wie vor die intensive Bewirtschaftung vor der Ausweisung als öAF wider. Dementsprechend ist ihre Wirkung auf die Biodiversität gering. Versuchsergebnisse zeigen, dass auf wüchsigen Standorten durch den Verzicht auf Düngung und durch späten Heuschnitt auch nach zehn Jahren keine floristisch artenreichen Wiesen entstehen (Koch und Masé 2002). Diese negative Beurteilung wird dadurch etwas relativiert, dass öAF-Wiesen im Vergleich zu intensiv genutzten Wiesen trotzdem höhere Artenzahlen aufweisen und viele Arthropodenarten exklusiv auf diesen Wiesen vorkommen (Abb. 1). Im Berggebiet ist die ökologische Qualität der öAF-Wiesen deutlich besser.

### Streueflächen (Typ 5)

Insgesamt gibt es 7'000 ha als öAF angemeldete Streueflächen. Davon liegen 2'500 ha im östlichen Mittelland. 82 % erfüllen die Anforderungen der ÖQV an die botanische Zusam-

Abbildung 2: Anzahl der Spinnen-, Laufkäfer- und Tagfalterarten in Ruswil/Buttisholz, Nuvilly/Combremontle-Grand und Rafzerfeld in öAF-Wiesen (*Extensiv* und *Wenig intensiv genutzte Wiesen*) im Vergleich zu intensiv bewirtschafteten Natur- und Kunstwiesen und Weiden. Daten über alle drei Regionen und jeweils 3 bzw. 4 Beobachtungsjahre.

mensetzung. Auf 55 % der Fläche finden sich Pflanzenarten, welche auf der regionalen *Roten Liste* aufgeführt sind (Kapitel 5.1). Vier Arten der untersuchten Brutvögel waren typisch für Feuchtgebiete (Kapitel 7, Tab. 1). Eine Art wurde in den letzten zehn Jahren häufiger. Die Reviere von zwei häufigen Arten waren mit den als öAF ausgewiesenen Streueflächen assoziiert (Herzog *et al.* 2005). Für drei Viertel der öAF-Streueflächen bestand gleichzeitig ein Vertrag nach dem Natur- und Heimatschutzgesetz (Bundesversammlung 1966). Wir gehen davon aus, dass diese Flächen mehrheitlich bereits vor der Einführung der ökologischen Direktzahlungen durch den Naturschutz betreut wurden und die Bewirtschaftung dementsprechend angepasst war. Wir beurteilen öAF-Streueflächen als sehr wertvoll für die Biodiversität. Ihr Vorkommen ist allerdings auf die Standorte beschränkt, an welchen die natürlichen Voraussetzungen für dieses Habitat noch bestehen.

### **Buntbrachen (Typ 7a)**

Die insgesamt 2'400 ha Buntbrachen sind v.a. in den Ackerbauregionen von Bedeutung für die Fauna. Die Artenvielfalt und teilweise auch die Häufigkeit von Laufkäfern, Spinnen und Tagfaltern waren in Buntbrachen höher als in den benachbarten Äckern (Kapitel 6.2-6.4, jeweils Tab. 2; Nentwig 2000, Aeschbacher 2003). Bei Laufkäfern und Tagfaltern profitierten auch die anspruchsvolleren und höher spezialisierten Arten von den Buntbrachen, bei den Tagfaltern sogar gefährdete Arten. Nützliche Insektengruppen und Spinnentiere werden durch das Angebot an Überwinterungsmöglichkeiten und Nahrungsressourcen gefördert (Pfiffner und Luka 2000). Dies kann sich positiv auf die natürliche Schädlingsregulation auswirken (Boller *et al.* 2004, Pfiffner und Wyss 2004).

In den meisten Untersuchungsgebieten waren die Brachen zu selten, um einen messbaren Effekt auf Brutvögel zu haben. In stark mit Brachen aufgewerteten Projektregionen der Schweizerischen Vogelwarte haben die Bestände gefährdeter Vogelarten jedoch deutlich zugenommen (Kapitel 7, Abb. 4). Auch die Feldhasenbestände waren in solchen Ackerbaugebieten höher und nahmen stärker zu als in benachbarten Gebieten. Insgesamt sind Buntbrachen ein wirksames Instrument zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität im Ackerbaugebiet.

### **Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)**

Seit der Mitte des letzten Jahrhunderts sind 80 % der Hochstamm-Feldobstbäume gerodet worden. Fast alle der jetzt noch vorhandenen Bäume sind im ökologischen Ausgleich angemeldet (2,6 Mio.). 12 % der Hochstamm-Obstgärten des Mittellandes erfüllen die Kriterien der ÖQV (Kapitel 5.3, Abb. 6). Dieser Anteil ist jedoch im Steigen begriffen, weil weitere Ökoflächen gezielt in der Nähe von Hochstamm-Obstgärten angemeldet werden. Von diesen Massnahmen profitiert unter den Obstgarten-Brutvogelarten der Gartenrotschwanz, der signifikant häufiger in Hochstamm-Obstgärten mit benachbarten Ökoflächen vorkam. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Grösse der Hochstamm-Obstgärten. Diese ist für anspruchsvollere Vogelarten ungenügend. Auch befinden sich die meisten Hochstamm-Obstgärten in Hofnähe und werden intensiv genutzt und beweidet. Dies wirkt sich ungünstig auf die Pflanzenbestände und die Arthropoden aus (Kapitel 6.2 – 6.4, jeweils Tab. 2). In den Baumkronen fanden wir allerdings aus der Sicht des Naturschutzes wertvolle Spinnenarten, was diese negative Einschätzung etwas relativiert (Kapitel 6.2, Abb. 6). Auch muss in einer Gesamtbeurteilung der Hochstamm-Obstgärten die Wirkung auf das Landschaftsbild berücksichtigt werden, für das sie in einigen Regionen eine wichtige Rolle spielen (Kapitel 12) und welche sie – zusammen mit den Hecken – von den anderen öAF-Typen abhebt.

### **Hecken (Typ 10)**

In der Schweiz gibt es 36'000 ha Hecken und Feldgehölze (BFS 2000), von denen weniger als 10 % als öAF angemeldet wurden. Auch wenn sich nicht alle Hecken in bäuerlichem Besitz befinden, so ist das doch ein relativ kleiner Anteil.

Die Vegetation und Struktur von 44 % der Öko-Hecken des Mittellandes entsprechen den Anforderungen der ÖQV. Bei den nicht im ökologischen Ausgleich angemeldeten Hecken sind es nur rund 30 % (Kapitel 5.2, Abb. 4). Auch fanden sich die Reviere von heckenbrütenden Vögeln häufiger bei Öko-Hecken als bei nicht angemeldeten Hecken. Das Vorkommen von weiteren Ökoflächen in unmittelbarer Nachbarschaft, insbesondere von *Extensiv genutzten Wiesen* (Typ 1), förderte zusätzlich die Besiedlung von Hecken durch Brutvögel (Kapitel 7, Tab. 3). Für die Arthropoden liegen nur aus zwei Fallstudiengebieten Ergebnisse vor. Diese zeigen, dass die Artengemeinschaften in Hecken für diesen Lebensraum charakteristisch sind und dass Hecken dadurch den höchsten Wert für die Biodiversität unter den betrachteten Habitaten aufweisen (Kapitel 6.2, Abb. 6). Unsere insgesamt positive Beurteilung der Öko-Hecken wird dadurch ergänzt, dass sie zusammen mit den Hochstamm-Feldobstbäumen für das Landschaftsbild von höherer Bedeutung sind als die meisten anderen Typen von öAF (Kapitel 12).

## Regionale Unterschiede

Es gibt bedeutende Unterschiede zwischen den Regionen, sowohl was die Flora als auch die Fauna betrifft. Generell ist die floristische Qualität der öAF im Berggebiet besser als im Mittelland. Im Mittelland wiederum ist sie in der biogeografischen Region «Hochrhein- und Genferseegebiet» besser als in den anderen beiden Regionen. In den Futterbaugebieten fanden wir weniger Vogelarten und diese weniger häufig als in den gemischt bewirtschafteten Gebieten sowie in den Ackerbauregionen. Im Ackerbauggebiet war die Feldhasendichte höher als im Grünland und zeigt zudem seit 1997 wieder leicht positive Tendenzen. Zudem war in Gebieten der Ackerbauzone die Entwicklung der Feldhasenbestände positiv mit dem Anteil an angemeldeten öAF korreliert. In den Futterbaugebieten hingegen war dieser Effekt nicht nachweisbar. Auch die Artenzahlen der Arthropoden waren in der futterbaulich geprägten Fallstudienregion am tiefsten.

Diese Unterschiede erklären sich einerseits durch die unterschiedlichen natürlichen Gegebenheiten der biogeografischen Regionen, welche zu verschiedenen Artenpools geführt haben und damit zu unterschiedlichen Artenspektren, die potenziell auf öAF vorkommen können. Es haben sich aber auch in verschiedenen Regionen unterschiedliche Anbausysteme und landwirtschaftliche Traditionen herausgebildet, welche ebenfalls einen Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft haben.

## Weitere Einflussfaktoren

Ausser durch den ÖLN bzw. durch die öAF wird die Artenvielfalt im Kulturland und damit das Erreichen der Ziele (Kapitel 1, Tab. 1) durch verschiedene Faktoren beeinflusst, welche wir hier lediglich kurz skizzieren können:

- Nicht untersucht haben wir den Einfluss des biologischen Landbaus (110'134 ha im Jahr 2003; BLW 2004) und der extensiven Produktion von Getreide und Raps (EXTENSO, 78'425 ha im Jahr 2003; BLW 2004). Beide Anbausysteme sind extensiver als andere Anbausysteme und ermöglichen daher potenziell eine höhere Artenvielfalt. Insbesondere der Biolandbau hat nachweislich ein beträchtliches Potenzial zur Förderung der Biodiversität – von Mikroorganismen bis hin zu Fledermäusen und Vögeln (Stolze *et al.* 2000, Mäder *et al.* 2002, Scialabba und Hattam 2002, Hole *et al.* 2005).
- Eine Wirkung der ÖQV (Bundesrat 2001) auf unsere Ergebnisse und auf die Artenvielfalt auf nationaler Ebene können wir zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch ausschliessen. Die ÖQV ist noch nicht lange genug in Kraft um Wirkung zu zeigen. Im Jahr 2003 wurden erst für rund 20'000 ha Beiträge nach ÖQV ausgerichtet (BLW 2004).
- Wir gehen davon aus, dass sich die Sensibilisierung der Landwirtinnen und Landwirte, die verbesserte Ausbildung und die Beratung positiv auf die Erhaltung und Förderung der



Biodiversität in der Agrarlandschaft auswirken. Der ÖLN bzw. die öAF haben zu einer Sensibilisierung für die Anliegen der Erhaltung der Artenvielfalt beigetragen. Quantifizieren können wir diesen Einfluss allerdings nicht.

- In mehreren Kantonen werden zusätzliche Anstrengungen unternommen, um die Effektivität des ökologischen Ausgleichs zu verbessern. Diese an die regionalen Voraussetzungen angepassten Initiativen haben potenziell einen grossen positiven Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft, den wir aber im Rahmen dieses Projektes nicht untersuchen konnten. Die regionalen Anstrengungen sind komplementär zur ÖQV.
- Im Zeitraum zwischen den Erhebungsperioden 1979/85 und 1992/97 gingen der Landwirtschaft 482 km<sup>2</sup> Kulturland und damit potenzieller Lebensraum für die an die landwirtschaftliche Nutzung gebundenen Arten verloren. Etwa zwei Drittel dieser Flächen wurden überbaut (v.a. im Mittelland), der grösste Teil des verbleibenden Drittels wurde aus der Nutzung entlassen und verbrachte (v.a. Berggebiet) (BFS 2001).
- Die Veränderungen des Klimas beeinflussen mittelfristig die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung in der Agrarlandschaft. Es gibt Anzeichen dafür, dass sich gewisse Arten neue Regionen erschliessen und andere Arten aus einzelnen Regionen verschwinden (Walther *et al.* 2002, Hohl und Erhardt 2004).
- Die Schätzungen für Stickstoffeinträge aus der Luft liegen in der Grössenordnung von durchschnittlich 20 kg N/ha/Jahr (BUWAL 1998b). Sie bewirken eine langsame Eutrophierung auch von nicht gedüngten Flächen und beeinflussen die Zusammensetzung der Vegetation.

## Erkenntnisse aus anderen Projekten

Die Ergebnisse der meisten Untersuchungen ausserhalb des Evaluationsprojektes, in denen der Einfluss des ökologischen Ausgleichs auf die Biodiversität untersucht wurde, sind in den jeweiligen Kapiteln berücksichtigt und diskutiert worden (z.B. Weggler und Widmer 2000, Peter und Walter 2001). Dementsprechend sind auch diese Erkenntnisse in dieses Fazit bereits eingeflossen, und es sind hier nur wenige zusätzliche Angaben notwendig.

Frühere Untersuchungen im Limpachtal (Kt. BE und SO) hatten gezeigt, wie wichtig naturnahe Habitate für die Artenvielfalt im Kulturland sind. Mit zunehmender Entfernung von Feuchtwiesen, Waldrändern und Halbtrockenrasen nahm die Artenzahl aller untersuchten Arthropodengruppen im Kulturland ab (Duelli und Obrist 2003). Ohne diese «Quellen der Biodiversität» haben öAF wenig Wirkung auf die Artenvielfalt, wie neuere Untersuchungen in Holland ergeben haben (Kleijn *et al.* 2001).

Im interdisziplinären Projekt «Greifensee» wurden Szenarien (Zeithorizont 2011) gerechnet, in denen die Auswirkungen der ökonomischen Rahmenbedingungen auf die Landnutzung abgeschätzt wurden. Sowohl bei einer Fortschreibung der aktuellen Rahmenbedingungen als auch bei einer Annäherung an die Kosten- und Preisverhältnisse der EU wird eine Extensivierung der Flächennutzung vorhergesagt (Abnahme von Ackerland, Zunahme von *Extensiv genutzten Wiesen* im Dauergrünland). Die Modellrechnungen ergaben keinen Hinweis darauf, dass die zusätzlichen öAF an geeigneten Standorten angelegt werden und damit einen wesentlichen ökologischen Mehrwert bringen würden (Szerencsits *et al.* 2004). Die Autoren schlagen vor zu prüfen, die Beiträge für öAF, welche den Qualitätsansprüchen nicht genügen, zu senken und für qualitativ hochwertige öAF zu erhöhen. In den Modellrechnungen konnte allerdings die Wirkung der ÖQV nicht berücksichtigt werden, welche bereits entsprechende Anreize gibt.

Im AEMBAC-Projekt ([www.aembac.org](http://www.aembac.org)) wurde die Anlage, Durchführung und Evaluierung von Agrar-Umweltprogrammen in Europa untersucht. Zudem wurden entsprechende Empfehlungen zur Systematisierung dieser Abläufe abgeleitet. Ein zentraler Punkt war die Formulierung von Zielen, welche mit solchen Massnahmen erreicht werden sollen. Diese müssen auf regionaler Ebene aufgestellt werden, wie das im ÖLN beispielsweise für das

Mittelland gemacht wurde (Kapitel 1, Tab. 1). Zentral ist die Bestimmung von Indikatoren, mit denen der Zustand der Umwelt und der Erfolg der Massnahmen gemessen werden kann.

Kantonale Evaluierungen (z.B. Kanton Basel-Landschaft 1999, Kontrollprogramm 2010 des Kantons Aargau) konzentrieren sich vor allem auf den Effekt der kantonalen Massnahmen im Vergleich zu den «Bundesflächen». Es wird deshalb an dieser Stelle nicht weiter auf diese Berichte eingegangen.

## Zusammenfassende Wertung, Ausblick und Empfehlungen

Mit dem ÖLN wurde in der Schweiz bereits in den späten 1990er Jahren ein Ansatz nach dem Prinzip der «cross-compliance» gewählt, wie er ab 2005 in der EU eingeführt wird. Bezüglich der Förderung der Biodiversität ist der ÖLN vergleichsweise wirksam. Seine Wirkung ist auch besser untersucht als der Effekt von Agrar-Umweltprogrammen in den meisten europäischen Nachbarländern (Kapitel 11). Da die Biodiversität auf öAF in den meisten Fällen höher ist als auf den nicht als öAF bewirtschafteten Vergleichsfällen, hat der ökologische Ausgleich flächendeckend einen Beitrag zur Erhaltung und Förderung der Artenvielfalt geleistet. Die Qualitätsziele (Artengemeinschaften, ÖQV-Qualität) wurden jedoch nur auf einem kleinen Teil der öAF erreicht. Gefährdete Arten wurden nur auf wenigen Flächen gefunden. Die ÖQV wird – falls sie in grösserem Umfang als bisher umgesetzt wird und falls hochwertige Vernetzungsprojekte realisiert werden – dazu beitragen, die Situation zu verbessern. Um jedoch die Ziele (Kapitel 1, Tab. 1) zu erreichen, sind auch weitergehende Massnahmen zu prüfen. Entsprechende Empfehlungen finden sich in Tabelle 3.

Es war nicht Teil des Evaluationsauftrags, den Einfluss des Vollzugs (Beratung, Kontrolle) auf die Umsetzung und Wirkung des ÖLN zu untersuchen. Dementsprechend können wir aus unseren Erhebungen dazu keine Aussage ableiten. Es ist jedoch unbestritten, dass die Einhaltung der Vorschriften von zentraler Bedeutung für die Effektivität der Massnahmen ist. 2003 wurde die Einhaltung der Vorschriften des ÖLN auf zwei Drittel aller angemeldeten Betriebe kontrolliert. In 12 % der Fälle wurden Verstösse festgestellt, in erster Linie gegen die Aufzeichnungspflicht (BLW 2004). Auch wir haben die Erfahrung gemacht, dass es nicht in allen Untersuchungsgebieten einfach war, die öAF zu lokalisieren. Kontrollen und eine möglichst individuelle Beratung sind wichtige Instrumente zur Verbesserung der Wirkung des ÖLN. Entsprechende Anstrengungen müssen deshalb weitergeführt und verstärkt werden. Ökologische Ausgleichsflächen sollten vermehrt als möglicher Betriebszweig und Bestandteil der Produktion betrachtet werden. Damit können auch verschiedene Produktionsvorteile für den Bewirtschafter geschaffen werden (z.B. im Pflanzenschutz; vgl. Pfiffner und Wyss 2004).

Ob allerdings ÖLN und ÖQV in Zukunft alleine wesentlich mehr zur Erhaltung von bedrohten Arten der *Roten Liste* beitragen können, muss bezweifelt werden. Diese Instrumente werden in erster Linie Arten mit mittleren Ansprüchen nützen und potenziell bedrohte Arten davor bewahren, in den Status von gefährdeten Arten abzurutschen. Um bereits jetzt bedrohte Arten zu fördern, müssen weitergehende Massnahmen getroffen werden.

In vielen Fällen werden die Massnahmen in der Landwirtschaft alleine nicht ausreichen, um bedrohte Arten zu stabilisieren. Vielmehr braucht es dazu gemeinsame und koordinierte Anstrengungen von Landwirtschaft, Naturschutz und Forstwirtschaft.

**Tabelle 3. Empfehlungen zur Verbesserung der Zielerreichung des ökologischen Ausgleichs**

**a) Einzelne öAF-Typen**

Vielfalt der öAF-Typen	Die gesamte Palette an ökologischen Ausgleichsflächen wird benötigt, denn jeder Typ bringt ein zusätzliches Artenspektrum. Die bisher nur wenig angemeldeten Typen von öAF (z.B. Hecken, Brachen, Typen 11 bis 14 wie Wassergräben, Ruderalflächen) sind verstärkt zu fördern. Die Aufnahme zusätzlicher Typen (Säume) ist zu prüfen.
<i>Extensiv und Wenig intensiv genutzte Wiesen</i> (Typen 1 und 4)	<p>Es besteht Handlungsbedarf zur Förderung der Qualität eines grossen Teils der öAF-Wiesen (Tab. 2). Der mit der ÖQV eingeleitete Übergang von massnahmen- zu ergebnisorientierten Instrumenten soll verstärkt werden. Wir empfehlen die Prüfung folgender Anpassungen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>■ Anforderungen an die Mindestqualität, damit eine Wiese als öAF anerkannt wird.</li> <li>■ Schaffung von Anreizen für eine langfristige Bewirtschaftung der öAF (über die Vertragsdauer von 6 Jahren hinaus), damit der Effekt der Extensivierung sichtbar werden kann.</li> <li>■ Für Wiesen, deren Artenzusammensetzung auf ein Rückführungspotenzial schliessen lässt, gezielte Bewirtschaftungsmassnahmen, damit dieses Potential auch realisiert wird.</li> </ul> <p>Einer massnahmenorientierten Flexibilisierung des Schnitttermins ohne Qualitätsziel und -kontrolle stehen wir skeptisch gegenüber. Eine solche Regelung birgt die Gefahr einer Erhöhung der Anzahl Nutzungen und damit der Intensivierung die Nutzungskonstanz kann verloren gehen. Dadurch könnten die faunistischen Unterschiede zwischen öAF- und intensiv bewirtschafteten Wiesen (Abb. 1) wieder nivelliert werden. Auch ist die Einhaltung der Vorschriften kaum kontrollierbar. Hingegen ist im Rahmen der ÖQV eine auf Ziel- und Leitarten ausgerichtete Flexibilisierung erwünscht. Auch sollten die Wiesen im Rahmen von Vernetzungsprojekten gezielt so angelegt werden, dass sie noch bestehende hochwertige Habitats vernetzen und andere öAF-Typen (Hecken, Hochstamm-Obstgärten) aufwerten (Kapitel 7).</p> <p>Der Typ 4 (<i>Wenig intensiv genutzte Wiesen</i>) sollte bestehen bleiben, vorausgesetzt die Wiesen erfüllen wie oben erwähnt die Anforderungen an eine Mindestqualität. Diese Wiesen sind vor allem im Berggebiet von Bedeutung. Die Düngung sollte sich jedoch auf Festmist beschränken, die Anwendung von Gülle sollte untersagt werden.</p>
Streueflächen (Typ 5)	Die meisten Streueflächen sind qualitativ hochwertig. Dieser öAF-Typ muss vor allem dort weiter unterstützt werden, wo die speziellen standörtlichen Voraussetzungen gegeben sind.
Buntbrachen (Typ 7a)	Unsere Resultate für die Buntbrachen sind erfreulich. Ein grösserer Anteil an Buntbrachen in Ackerbaugebieten könnte die positive Wirkung auf die Artenvielfalt verstärken. Wir empfehlen, die Anreize so zu setzen, dass mehr Buntbrachen angelegt werden.
Hochstamm-Feldobstbäume (Typ 8)	Die Evaluationsergebnisse bezüglich der Hochstamm-Feldobstbäume sind ambivalent. Indem der Unterwuchs meist intensiv genutzt wird, ist die Wirkung auf die Biodiversität in den Hochstamm-Obstgärten geringer als eigentlich erwartet. Werden jedoch in der Nähe weitere öAF angelegt, wie das die ÖQV vorsieht, so verbessert sich die Wirkung markant. Unbestritten ist die positive Wirkung von Bäumen und Hochstamm-Obstgärten auf das Landschaftsbild. Die positive Wahrnehmung der Hochstamm-Feldobstbäume als Bereicherung des Landschaftsbildes ist zentral für den Rückhalt des ökologischen Ausgleichs in der breiten Öffentlichkeit. Wir empfehlen deshalb, die Anreize für Hochstamm-Feldobstbäume vorerst nicht zu verändern und die mögliche Wirkung der ÖQV abzuwarten.
Hecken (Typ 10)	Hecken leisten einen wesentlichen Beitrag zur Biodiversität im Agrarraum. Die Evaluationsergebnisse sind vergleichsweise positiv. Es sind jedoch nur 10 % der Hecken in der Schweiz überhaupt als öAF angemeldet. Wir empfehlen, die Anreize so zu setzen, dass mehr Hecken als öAF bewirtschaftet werden und dass sie möglichst immer einen Krautsaum haben.

## b) Übergreifende Empfehlungen

Flächenziele	Der Anteil von 10 % öAF an der LN der Schweiz ist verwirklicht worden, der Anteil von 65'000 ha im Talgebiet wird dagegen nicht erreicht. Die künftigen Anstrengungen müssen dahin gehen, zusätzlich zur Menge die Qualität der öAF zu fördern.
Abgrenzung der LN	Der Ausschluss von unproduktiven Elementen (z.B. Strukturelemente, Tümpel) aus der LN bzw. den öAF (so dass diese nicht als öAF angemeldet werden können) steht im Widerspruch zur Förderung der Biodiversität. Diese Situation führt in manchen Fällen dazu, dass diese Elemente zerstört werden. Wir empfehlen, diese Praxis zu überprüfen und eine Lösung zu finden, damit dieser unerwünschte Effekt vermieden werden kann.
Funktionelle Biodiversität	Halbnatürliche Habitats sind wichtige Reservoirs für nützliche Arthropoden, die Schädlinge in den Kulturen bekämpfen. Diese Funktion ist mittels öAF zu stärken. So können Synergien zwischen Naturschutz und Agrarökologie geschaffen werden. Hier besteht jedoch noch ein beträchtlicher Forschungsbedarf.
Beratung und Kontrolle	Die gezielte Ausbildung der Landwirtinnen und Landwirte und eine gesamtbetriebliche Beratung ist ein wesentlicher Faktor, um die Qualität der öAF zu verbessern. Wir empfehlen, diese Anstrengungen zu verstärken. Eigenverantwortung und eine glaubhafte Kontrolle sind die Voraussetzung für die angestrebte ökologische Wirkung.
Kerngebiete festigen	Die in der Schweiz noch bestehenden naturnahen Habitats (z.B. Trockenwiesen und -weiden, Auenlandschaften, Feuchtgebiete) müssen erhalten werden. Dazu müssen die rechtlichen Instrumente in Kraft (Trockenwiesen und -weiden Verordnung) bzw. umgesetzt (Auenverordnung, Moorschutzverordnungen) werden. Diese Kerngebiete dienen als Reservoirs für Arten, welche sich mittels der öAF wieder in der Agrarlandschaft ausbreiten können.
Renaturierungsmassnahmen	In Regionen, in denen die Qualität der öAF generell nicht ausreichend ist (insbesondere die Talgebiete des östlichen und westlichen Mittellandes) ist zu prüfen, ob mittels Renaturierungsmassnahmen wieder Artenpools geschaffen werden können (z.B. Feuchtgebiete, Fließgewässer und Auen, Seeufer, usw.). Ausgehend von diesen Biotopen können die ökologischen Ausgleichsflächen besiedelt werden und ihre Qualität kann sich verbessern.
Vernetzung und ÖQV	Bei der Umsetzung von ÖQV-Vernetzungsprojekten muss streng darauf geachtet werden, dass nur qualitativ hochwertige Projekte bewilligt werden, dass keine «Pro Forma»-Projekte in den Genuss der Zusatzförderung kommen und dass die Projekte richtig umgesetzt werden.
DZV und ÖQV	Um der zentralen Forderung nachzukommen, die Qualität der öAF zu fördern (und unter der Voraussetzung, dass qualitativ hochwertige ÖQV-Projekte durchgeführt werden), empfehlen wir eine Verschiebung der finanziellen Anreize von der DZV zur ÖQV.
Schnittstellen mit anderen Bereichen	Um die Biodiversität in der Agrarlandschaft zu fördern, müssen nicht nur die Agrarpolitik, sondern auch die Forst-, Gewässer- und Naturschutzpolitik Beiträge leisten. Die Anstrengungen dieser Bereiche sind besser aufeinander abzustimmen.

## Evaluationsbedarf

Die in diesem Bericht vorgelegten Ergebnisse erlauben eine Beurteilung der Wirkung der öAF auf die Biodiversität im Mittelland und ansatzweise in einem Teil des Berggebietes. Für das Tessin, das Wallis und den Jura können hingegen keine Aussagen gemacht werden.

Die Evaluationsprojekte des Bundes laufen in ihrer jetzigen Form aus. Sie werden teilweise durch Agrar-Umweltindikatoren (BLW 2002a, Gaillard *et al.* 2003) ersetzt. In diesem Rahmen wird ab 2006 damit begonnen, ein für die ganze Schweiz repräsentatives Monitoring über die Qualität von öAF in die Wege zu leiten. Damit können die oben genannten geo-



grafischen Lücken geschlossen werden. Es handelt sich jedoch um ein Monitoring- und nicht um ein Evaluationsvorhaben. Wir erwarten, dass in einigen Jahren wieder ein Bedarf an Aussagen zu Ursachen-Wirkungs-Beziehungen bestehen wird. Die entsprechenden Evaluationsprojekte müssen rechtzeitig in die Wege geleitet werden, damit die Ergebnisse zur Verfügung stehen, wenn sie gebraucht werden (siehe auch Herzog 2003).

Die am Umweltgipfel von Rio 1992 verabschiedete Biodiversitätskonvention (CBD) sieht vor, dass die Unterzeichnerstaaten, darunter auch die Schweiz, im Jahre 2010 prüfen, ob sie das vereinbarte Ziel, «den Verlust an Biodiversität bis zum Jahr 2010 zu stoppen», erreicht haben (<http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?mtg=sbstta-10>). Es stellt sich für die Schweiz als CBD-Partnerin die Frage, mit Hilfe welcher Indikatoren dies geschehen soll. Ein grosser Teil der Artenvielfalt in der Schweiz ist von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise abhängig. Die Landwirtschaftspolitik hat also eine grosse Verantwortung für den Schutz und die Förderung der Biodiversität in der Schweiz. Es scheint uns daher sinnvoll und gerechtfertigt, dass sich die Landwirtschaft massgeblich am «Countdown 2010» beteiligt, indem sie die Datengrundlage für eine Beurteilung der Biodiversitätsentwicklung im Agrarraum bis zum Jahr 2010 erarbeitet und interpretiert.

Es werden grosse Hoffnungen in die ÖQV gesetzt. Die ÖQV soll die Wirkung des ökologischen Ausgleichs deutlich verbessern. Es ist absehbar, dass in einigen Jahren die Frage gestellt werden wird, ob diese Hoffnungen auch berechtigt waren. Um diese Fragen dann beantworten zu können, muss die Wirkung der ÖQV auf Habitate und Biodiversität untersucht werden. Dies beinhaltet zum einen die Qualitätskriterien der ÖQV (Tab. 1). Diese sollten in nächster Zeit überprüft und gegebenenfalls angepasst werden. Zum andern ist der Erfolg der Vernetzungsprojekte zu prüfen. Wenn entsprechende Untersuchungen möglichst bald eingeleitet werden, kann der Zustand vor der Umsetzung dieser Projekte erhoben und damit einer der wichtigsten Schwachpunkte der jetzt durchgeführten Evaluation des ÖLN vermieden werden. Wir schlagen vor, in Fallstudiengebieten, in denen ÖQV-Vernetzungsprojekte geplant sind, vor deren Umsetzung den Ausgangszustand zu erheben und dann nach 5 bis 10 Jahren die Entwicklung der Biodiversität zu beurteilen.

Weitere, für die Biodiversität wichtige Instrumente der ökologischen Direktzahlungen sind die Beiträge für die extensive Produktion von Getreide und Raps (EXTENSO), die Beiträge für den biologischen Landbau und die Sömmerungsbeiträge. Das EXTENSO-Programm wurde mittels Ökobilanzen evaluiert (Gaillard und Nemecek 2002). Es wurde in dieser Studie ausdrücklich darauf hingewiesen, dass ein positiver Effekt der EXTENSO-Produktion – insbesondere auf Arthropoden – zwar potenziell möglich ist, entsprechende Untersuchungen jedoch fehlen. Eine vergleichende Untersuchung könnte mit relativ geringem Aufwand durchgeführt werden. Erste vergleichende Untersuchungen über IP-EXTENSO-Getreidebau und biologische Produktion deuten an, dass durch den Bioanbau die Nutzarthropodenfauna stärker gefördert wird (Pffiffner und Luka 2003). Über die Wirkungen der biologischen Landbaues gibt es zahlreiche in- wie ausländische Untersuchungen, die die Leistungen dieser Anbaumethode belegen (Stolze *et al.* 2000, Scialabba und Hattam 2002, Hole *et al.* 2005). Die Sömmerungsbeitrags-Verordnung (Bundesrat 2000) ist ein im internationalen Vergleich wirksames Instrument zur Unterstützung der Alpwirtschaft (Steiner *et al.* 2004). Ihre Wirkung auf die Erhaltung der wertvollen Lebensräume und der spezialisierten Arten im Alpenraum sollte jedoch gezielt untersucht werden.

Strukturverbesserungsmassnahmen sind ein weiterer Bereich, in dem gezielt in die Agrarlandschaft eingegriffen wird. Es besteht Evaluationsbedarf zum öffentlichen und privaten Nutzen dieser Massnahmen (BLW 2002b).

## Forschungsbedarf

Die Untersuchungen zu Qualitätskriterien für Weiden und die Vorarbeiten für die eventuelle Aufnahme von Säumen als zusätzliches Element in den Katalog der öAF sind bereits lau-

fende Forschungsarbeiten im Bereich des ökologischen Ausgleichs. Zusätzlichen Forschungsbedarf sehen wir in erster Linie zu folgenden Themen:

- Artenvielfalt hat nicht nur einen intrinsischen Wert, sondern ist für die landwirtschaftliche Produktion auch von sehr direkter und praktischer Bedeutung (z.B. Pfiffner und Wyss 2004). Insbesondere die Bedeutung des Pflanzenschutzes und der Schädlingsbekämpfung durch gezieltes Habitatmanagement und Förderung der Biodiversität verdient in der landwirtschaftlichen Forschung mehr Aufmerksamkeit. Im Zentrum sollte die Frage stehen, wie mit Ökomassnahmen (öAF, EXTENSO, biologischer Landbau) Synergien zwischen erwünschten agrarökologischen Wirkungen und Vorteilen für den Natur- und Ressourcenschutz erzielt werden können.
- Die Vernetzung von Habitaten wird allgemein als wichtige Massnahme für die Förderung der Artenvielfalt anerkannt. Es bestehen jedoch nur wenige empirische Untersuchungen, in denen dieser Effekt nachgewiesen wurde (Fahrig 2003). Entsprechende Forschungsarbeiten sind notwendig, um die Ausgestaltung und Effektivität der ÖQV-Vernetzungsprojekte zu verbessern.
- Die Bewirtschaftung der öAF hat Auswirkungen auf die Biodiversität. Eine an die Flächen angepasste Bewirtschaftung kann ihre ökologische Qualität verbessern. Es gibt relativ wenig entsprechendes Wissen, insbesondere was die Effekte auf die Fauna angeht. Solche Untersuchungen sollten gerade auch im Zusammenhang mit der Frage der Flexibilisierung des Schnittzeitpunktes der Wiesen angegangen werden.
- Das Landschaftsbild ist von zentraler Bedeutung für die Wahrnehmung der Landwirtschaft und die Beurteilung ihrer ökologischen Leistungen durch die breite Öffentlichkeit. Forschungsbedarf besteht insbesondere bei den Methoden zur quantitativen Erfassung der Wahrnehmung der Schönheit der Landschaft durch den Menschen und bei der Bewertung der Ergebnisse.

Ein wichtiger Aspekt ist die Langfristigkeit der Forschung im Bereich Biodiversität und Agrarlandschaft. Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass ein Zeitraum von 4 bis 6 Jahren zu kurz ist, um die beobachteten Veränderungen der Artenvielfalt zu den getroffenen Massnahmen in Beziehung setzen zu können, da die Vegetation langsam auf Extensivierungsmassnahmen reagiert und faunistische Indikatoren stark durch die jährlich wechselnden Witterungsbedingungen beeinflusst werden. Entsprechende Projekte müssen deshalb langfristig (Grössenordnung 10 Jahre) geplant werden. Eine Kombination von Monitoringprogrammen wie das Biodiversitätsmonitoring Schweiz, das «Rapid Biodiversity Assessment» (Kapitel 6.6) und Agrar-Umweltindikatoren mit gezielten Evaluationsprojekten kann dazu beitragen, eindeutige Resultate zu liefern. Vor allem für den oben erwähnten «Countdown 2010» wird die Forschung dringend benötigt. Im Vordergrund steht dabei die Anwendung von aussagekräftigen und effizienten Indikatoren. Unsere Ergebnisse machen deutlich, dass indirekte Indikatoren wie die Anzahl und die Fläche von öAF kein ausreichendes Mass für den Erfolg dieser Massnahmen sind.

## Literatur

- Aeschbacher S., 2003. Beetle communities (Insecta: Coleoptera) in ecological compensation areas. Diplomarbeit, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern.
- Aschwanden J., Birrer S. und Jenni L., 2005. Are ecological compensation areas attractive hunting places for kestrels *Falco tinnunculus* and long-eared owls *Asio otus*? J. Ornithol. 146, 279–286.
- BFS, 2000. Arealstatistik 1992/97. Neuchâtel, Bundesamt für Statistik.
- BFS, 2001. Bodennutzung im Wandel. Neuchâtel, Bundesamt für Statistik.
- BLW, 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme, Konzeptbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- BLW, 2002a. Entwicklung von Agrar-Umweltindikatoren und Monitoring. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft. <http://www.blw.admin.ch/rubriken/00690/index.html?lang=de>.
- BLW, 2002b. Agrarbericht 2002. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.

- BLW, 2004. Agrarbericht 2004. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Boller E.F., Häni F. und Moehling H.-M. (Hrsg.), 2004. Ökologische Infrastrukturen. Ideenbuch zur funktionalen Biodiversität auf Betriebsebene. IOBC & OILB; Eschikon, LBL.
- Bundesblatt, 2002. Botschaft zur Weiterentwicklung der Agrarpolitik (Agrarpolitik 2007). Bundeskanzlei, BBL V (02.046), 4721-5010.
- Bundesrat, 1998. Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13.
- Bundesrat, 2000. Verordnung über Sömmerungsbeiträge. SR 910.133.
- Bundesrat, 2001. Verordnung über die regionale Förderung der Qualität und der Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen in der Landwirtschaft (Öko-Qualitätsverordnung, ÖQV). SR 910.14.
- Bundesversammlung, 1966. Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz. SR 451.
- BUWAL, 1998a. Landschaftskonzept Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft / Bundesamt für Raumplanung. Reihe Konzepte und Sachpläne (Art. 13 RPG).
- BUWAL, 1998b. Stickstoff-Deposition. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. [http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg\\_luft/luftbelastung/](http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_luft/luftbelastung/).
- Duelli P. und Obrist M.K., 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitats. *Basic and Applied Ecology* 4, 129-138.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487-515.
- Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.P., Walter T. und Weisskopf P., 2003. Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 47.
- Gaillard G. und Nemecek T., 2002. Ökobilanzierung des Extensioanbaus von Getreide und Raps. *Agrarforschung* 9 (11-12), 490-495.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. und Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL. 41 S. [http://www.oilis.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/\\$FILE/JT00120910.PDF](http://www.oilis.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/$FILE/JT00120910.PDF)
- Herzog F., 2003. Synergien zu den Evaluationsprojekten. In: Gaillard G., Daniel O., Desaulles A., Flisch R., Herzog F., Hofer G., Jeanneret P., Nemecek T., Oberholzer H., Prasuhn V., Ramsauer M., Richner W., Schüpbach B., Spiess E., Vonarburg U.P., Walter T. und Weisskopf P. (Hrsg.), *Agrar-Umweltindikatoren: Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz. Schriftenreihe der FAL 47, Anhang C.*
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on vegetation and breeding birds in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108(3), 189 – 204.
- Hohl M. und Erhardt A., 2004. Changes of subalpine butterfly communities of cultivated grasslands during the last 25 years. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 77 (1-2), 146.
- Hole D.G., Perkins A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V. und Evans A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
- Kanton Basel-Landschaft, 1999. 10 Jahre ökologischer Ausgleich im Kanton Basel-Landschaft. Kommission für ökologischen Ausgleich, Bau- und Umweltschutzdirektion (Hrsg.), Kanton Basel-Landschaft.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R. und Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413, 723-725.
- Koch B. und Masé G., 2002. Extensivierung von intensiv bewirtschaftetem Grasland. In: *Artenreiche Wiesen. Schriftenreihe der FAL* 39, 61-68.
- Kohli L., Spiess M., Herzog F. und Birrer S., 2004. Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Kowarik I., 1999. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: Konold W., Böcker R. und Hampicke U. (Hrsg.). *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Landsberg, ecomed, V-2.1.*
- Mäder P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P. und Niggli U., 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Nentwig W. (Hrsg.), 2000. Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft: Ackerkrautstreifen, Buntbrachen, Feldränder. Verlag Agrarökologie, Bern, Hannover. 293 S.

- Peter B. und Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen ökologische Ausgleichsflächen. *Agrarforschung* 8 (11-12), 452-457.
- Pfiffner L. und Luka H., 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent seminatural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 215-222.
- Pfiffner L. und Luka H. 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders in cereal crops – a paired farm approach in NW-Switzerland. *Basic and Applied Ecology* 4, 117-127.
- Pfiffner L. und Wyss E., 2004. Use of sown wildflower strips to enhance natural enemies of agricultural pests. In: Gurr G.M., Wratten S.D. und Altieri M. (Hrsg), *Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods*. pp 167-188. CSIRO Publishing, Collingwood VIC Australia.
- Scialabba N. und Hattam C. (Hrsg.), 2002. *Organic agriculture, environment and food security*. Environment and Natural Resources Series No. 4, FAO, Rome. 258 S.
- Steiner B., Dreier S. und Herzog F., 2004. Transhumanz in Europa: Strategien zur Erhaltung von Landschaften und Lebensräumen. *Montagna* 8/9, 30-31.
- Stolze M., Piorr A., Häring A. und Dabbert S., 2000. *The Environmental Impact of Organic Farming in Europe*. Organic Farming in Europe, Economics and Policy; Volume 6. University of Hohenheim. Hago Druck & Medien, Karlsbad-Ittersbach, Germany.
- Szerencsits E., Schüpbach B., Buholzer S. und Walter T., 2004. Landschaftstypen und Biotopverbund. *Agrarforschung* 11 (10), 542-457.
- Walther G.-R., Burga C.A. und Edwards P. (Hrsg.), 2002. *Fingerprints of Climate Change*. Springer.
- Weggler M. und Widmer M., 2000. Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986-1988 und 1999. I. Was hat der ökologische Ausgleich in der Kulturlandschaft bewirkt? *Ornithol. Beob.* 97, 123-146.



## Abkürzungsverzeichnis

AGIS	Agrarpolitisches Informationssystem
BB	Buntbrache / jachère florale
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
DZV	Direktzahlungsverordnung
EW	<i>Extensiv genutzte Wiese</i>
EXTENSO	Extensiver Anbau von Getreide und Raps
GE	Getreide
GIS	Geographisches Informationssystem
GVE	Grossvieheinheit
HEH	Hecke
HF	Hackfrucht
HS	Hochstamm-Obstgarten
IP	Integrierte Produktion
KW	Kunstwiese
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
MA	Mais
NHG	Natur- und Heimatschutz-Gesetz
Nu/Co	Nuvilly/Combremont-le-Grand (FR/VD)
NW	Naturwiese
öAF	Ökologische Ausgleichsfläche
ÖLN	Ökologischer Leistungsnachweis
ÖQV	Öko-Qualitätsverordnung
Ra	Rafzerfeld (ZH)
RBA	Rapid Biodiversity Assessment
Ru/Bu	Ruswil/Buttisholz (LU)
TWW	Trockenwiesen und -weiden der Schweiz
WE	Weide
WIW	<i>Wenig intensiv genutzte Wiese</i>
ZR	Zuckerrüben

## Ausgewählte Publikationen 1998–2005

### 2005

- Aviron S., Berner D., Bosshart S., Buholzer S., Herzog F., Jeanneret Ph., Klaus I., Pozzi S., Schneider K., Schüpbach B. und Walter T., 2005. Butterfly diversity in Swiss grasslands: respective impacts of low-input management, landscape features and region. *Grassland Science in Europe* 10, 340–343.
- Herzog F., Birrer S., Derron J., Duelli P., Pearson S., Pfiffner L. und Walter T., 2005. Artenvielfalt im Kulturland: Welchen Beitrag leisten ökologischen Ausgleichsflächen? *Hotspot* 11/2005, 8–9.
- Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108 (3), 189–204.
- Jeanneret Ph., Aviron S., Herzog F., Luka H., Pozzi S. und Walter T., 2005. Temporal trends of arthropod diversity in conventional and low-input meadows. *Grassland Science in Europe* 10, 344–347.
- Knop E., Herzog F. und Schmid B., 2005. Effects of the Swiss agri-environment scheme on biodiversity. *Grassland Science in Europe* 10, 40–43.
- Knop E., Kleijn D., Herzog F. und Schmid B., 2005. Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme to promote biodiversity. *Journal of Applied Ecology* (in press).

### 2004

- Dreier S., Spiess M., Schüpbach B., Marfurt C. und Herzog F., 2004. Extensively managed meadows on the Swiss plateau – floristic composition, vegetation structure and effect on avifauna. *Grassland Science in Europe* 9, 240-242.
- Jeanneret P., Pfiffner L., Pozzi S. und Walter T., 2004. Impact of low input meadows on arthropod diversity at habitat and landscape scale. *Grassland Sciences in Europe* 9, 237-239.
- Jöhl R., Knop E., Herzog F., Jeanneret P., Walter T., Duelli P. und Ewald K. C., 2004. Gefährdete Heuschrecken in *extensiv genutzten Wiesen*. – *Agrarforschung* 11(5), 156-161.
- Pozzi S., 2004. Evaluation des mesures de compensation écologique dans la région de Nuvilly-Combremont par le biais des araignées. – *Revue Suisse de l'Agriculture* 36(2), 57-64.
- Walter T., Herzog F., Birrer S., Dreier S., Hunziker M., Jeanneret P., Lüscher A., Peter B., Pfiffner L. und Spiess M., 2004. Effects of ecological compensation areas on species diversity in the Swiss grassland – an overview. *Grassland Sciences in Europe* 9, 171-173.
- Walter T., Hunziker M., Peter B. und Ward P., 2004. Threatened grasshopper species profit from ecological compensation areas. *Grassland Sciences in Europe* 9, 234-236.

### 2003

- Jeanneret P., Schüpbach B. und Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 311-320.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L., Herzog F. und Walter T., 2003. The Swiss agri-environmental programme and its effects on selected biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation* 11, 213-220.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Pfiffner L. und Walter T., 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18, 253-263.
- Lüscher A., Jeangros B., Dreier S. und Walter T., 2003. Möglichkeiten und Grenzen von Wiesen als ökologische Ausgleichsflächen. 9. Basler Botanik-Tagung, *Bauhinia* 17, Flora und Fauna der Trockenwiesen, 51-72.
- Schüpbach B., 2003. Methods for indicators to assess landscape aesthetic. In: Puschmann O. (Hrsg.), *Agricultural impacts on landscapes: Developing indicators for policy analysis, Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway, October 7-9, 2002*. 277-288.
- Spiess M., 2003. Ökologischer Ausgleich aus der Schweiz – Ziele erreicht? In: Nottmeyer-Linden K., Müller S. und Pasch D. (Hrsg.), *Angebotsnaturschutz. Vorschläge zur Weiterentwicklung des Vertragsnaturschutzes*. BfN-Skripten. 89. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg. 41-52.
- Studer S., Eggenschwiler L. und Jacot K., 2003. Ecological compensation areas – the Swiss approach to enhance faunistic and floristic diversity in agricultural landscapes. In: Rossing W. A. H., Poehling

H.-M. und Burgio G. (Hrsg.), Landscape management for functional biodiversity. IOBC/WPRS. 151-156.

## 2002

- Dreier S., Hofer G. und Herzog F., 2002. Qualität der Wiesen im ökologischen Ausgleich. Agrarforschung 9(4), 140-145.
- Günter M., Schläpfer F., Walter T. und Herzog F., 2002. Direct payments for biodiversity provided by Swiss farmers: An economic interpretation of direct democratic decision. Paris, OECD ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL, 41 p. [http://www.ois.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/\\$FILE/JT00120910.PDF](http://www.ois.oecd.org/olis/2001doc.nsf/c5ce8ffa41835d64c125685d005300b0/3cd3160741559559c1256b610047ecde/$FILE/JT00120910.PDF)
- Herzog F., 2002. Patience et persévérance – Effet du programme agro-environnemental Suisse. Adalia 48, 22-23.
- Herzog F., Hofer G., Birrer S., Buholzer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Marfurt C., Peter B., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M., Walter T., Wolf M. und Zobrist K., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Biodiversität. Fünfter Zwischenbericht. Zürich, Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau. <http://www.sar.admin.ch/scripts/get.pl?fal+fcevalu/evalud.html+0+40>
- Hofer G., Conradin H., Eggenschwiler L., Dreier S., Grünig A., Jacot K., Studer S., Wolf M. und Herzog F., 2002. Flora von Wiesen im ökologischen Ausgleich im Mittelland. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Hrsg.), Artenreiche Wiesen. Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 39, 25-33.
- Hofer G., Herzog F., Spiess M. und Birrer S., 2002. Vegetation und Brutvögel als Ökoindikatoren im Mittelland. Agrarforschung 9(4), 152-157.
- Schüpbach B., Hunziker M., Peter B., Wolf M., Zobrist K., Herzog F. und Walter T., 2002. Vergleich und Test von drei Verbundmodellen am Beispiel der Heuschreckenart *Chorthippus parallelus* in drei Fallstudiengebieten. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg
- Spiess M., Marfurt C. und Birrer S., 2002. Evaluation der Ökomassnahmen mit Hilfe der Brutvögel. Agrarforschung 9(4), 158-163.
- Ulrich C., Jeanneret P., Schüpbach B., Lips A. und Fried P.M., 2002. Artenvielfalt von Pflanzen in extensivierten Wiesen. Agrarforschung 9(4), 128-133.

## 2001

- Dreier S. und Herzog F., 2001. Ökologische Qualität von Wiesen. In: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Hrsg.), Artenreiche Wiesen. Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 39, 17-24.
- Herzog F., Günter M., Hofer G., Jeanneret P., Pfiffner L., Schläpfer F., Schüpbach B. und Walter T., 2001. Restoration of agro-biodiversity in Switzerland. In: Villacampa Y., Brebbia C. A. und Usó J-L. (Hrsg.), Ecosystems and Sustainable Development III. Advances in Ecological Sciences Vol.10. Wessex Institute of Technology. 397-406.
- Herzog F., Hofer G., Birrer S., Buholzer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Marfurt C., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M., Walter T., Wolf M. und Zobrist K., 2001. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Biodiversität. Vierter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Hofer G., Dreier S. und Herzog F., 2001. Plant communities of extensively managed meadows in the ecological compensation areas of the Swiss plateau. In: IsSELstein J., Spatz G. und Hofmann M. (Hrsg.), Organic Grassland Farming, Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation, Witzhausen, Germany, 10-12 July 2001. 158-160.
- Hofer G. und Herzog F., 2001. Es krabbelt und fliegt wieder mehr. Dossier Ökologie, Schweizer Bauer 13.10.2001, 19.
- Jeanneret P. und Schüpbach B., 2001. Impact of cultivated landscape restoration on agro-biodiversity. In: Mander Ü., Printsman A. und Palang H. (Hrsg.), Development of European landscapes, IALE European Conference, Stockholm and Tartu, 30.06-06.07.2001. Institute of Geography University of Tartu. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuens 92, 523-528.
- Peter B. und Walter T., 2001. Heuschrecken brauchen Ökologische Ausgleichsflächen. Agrarforschung 8 (11-12), 452-457.
- Spiess M. und Marfurt C., 2001. Evaluation de l'influence des compensations écologiques sur les oiseaux nicheurs indicateurs. Nos Oiseaux, suppl. 5, 151-152.
- Spiess M., Marfurt C., Birrer S. und Kohli L., 2001. Evaluation Ökomassnahmen – Biodiversität / Brutvögel. Zwischenbericht zur ersten Projektphase (1997-1999). Schweizerische Vogelwarte, Sempach. (unveröffentlicht)

## 2000

- Bigler F., Hofer G., Birrer S., Duelli P., Dreier S., Jeanneret P., Luka H., Knecht D., Marfurt C., Pfiffner L., Schüpbach B., Spiess M. und Walter T., 2000. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme – Bereich Biodiversität. Dritter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Dreier S., Hofer G., Knecht D. und Herzog F., 2000. The vegetation of ecological compensation areas in the Swiss plateau – a preliminary evaluation. In: Clare T. und Howard D. (Hrsg.), Quantitative Approaches to landscape Ecology, Proceedings of the ninth Annual Conference of IALE (UK Region), Bangor, 7-9.09.2000, Colin Cross Printers Ltd., Garstang. 93-94.
- Dreier S., Lips A., Volkart G., Schüpbach B. und Bigler F., 2000. Ökologische Ausgleichsflächen im Mosaik von Kulturlandschaften. Agrarforschung 7(5), 206-211.
- Herzog F., Aschwanden N., Dreier S., Hofer G., Jeanneret P., Prasuhn V., Schüpbach B., Spiess E. und Walter T., 2000. Evaluation der agrarökologischen Massnahmen in der Schweiz im Hinblick auf Biodiversität und Wasserqualität. Proceedings IALE Deutschland, Nürtingen, Jahrestagung 20.-22. Juli 2000, 64-65.
- Jeanneret P. und Schüpbach B., 2000. Influence des facteurs environnementaux locaux et paysagers sur les invertébrés des paysages cultivés et importance de la connectivité: l'exemple des araignées. Proceedings "Workshop on Ecological Corridors for Invertebrates: Strategies of Dispersal and Recolonisation in Today's Agricultural and Forestry Landscapes". Council of Europe, September 2000, 113-122.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Steiger J., Waldburger M. und Bigler F., 2000. Tagfalter und Spinnen. Agrarforschung 7(3), 112-116.
- Jeanneret P. und Walter T., 2000. Ökologischer Ausgleich und Biodiversität – Evaluation verschiedener Ebenen. Schriftenreihe der FAL 31, 22-23.
- Koller N., Pearson S., Pozzi S., Godat S., Herzog F. und Wermeille E., 2000. Evaluation des mesures de compensation écologique sur la diversité de la flore et des papillons dans la région de Nuvilly-Combremont. Revue Suisse de l'Agriculture 32(6), 265-271.
- Lips A., Harding J., Schüpbach B., Jeanneret P., Bigler F. und Volkart G., 2000. Botanische Vielfalt von Wiesen in drei Fallstudiengebieten. Agrarforschung 7(3), 106-111.
- Pfiffner L., Luka H., Jeanneret P. und Schüpbach B., 2000. Effekte ökologischer Ausgleichsflächen auf die Laufkäferfauna. Agrarforschung 7(5), 212-217.
- Schüpbach B., Gfeller M., Wachter U. und Bigler F., 2000. Veränderungen ökologischer Ausgleichsflächen. Agrarforschung 7(3), 100-105.
- Schüpbach B., Gfeller M., Wachter U., Lips A., Harding J., Bigler F., Reisner Y. und Volkart G., 2000. Die Landschaften der drei Fallstudiengebiete. Agrarforschung 7(3), 117-122.

## 1999

- Bellini E., Schaffner D., Jeanneret P., Lips A. und Fried P.M., 1999. Buntbrachen: Einfluss der Bewirtschaftung auf Bodenspinnen. Agrarforschung 6(1), 13-16.
- BLW (Hrsg.), 1999. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Zweiter Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Lips A., Harding J., Steiger J., Waldburger M., Bigler F., Fried P.M., 1999. Biodiversity patterns in cultivated landscapes: modelling and mapping with GIS and multivariate statistics. In: Maudsley M. und Marshall J. (Hrsg.), Heterogeneity in Landscape Ecology: Pattern and Scale. International Association for Landscape Ecology (UK). Colin Cross Printers Ltd, Garstang. 85-94.
- Schüpbach B., Gfeller M., Jeanneret P., Lips A. und Bigler F., 1999. Wirkungskontrolle der landwirtschaftlichen Ökomassnahmen für die Biodiversität im schweizerischen Agrarraum. In: Blaschke T. (Hrsg.), Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann, Heidelberg. 209-214.

## 1998

- Bigler F., Jeanneret P., Lips A., Schüpbach B., Waldburger M. und Fried P., 1998. Wirkungskontrolle der Ökomassnahmen: Biologische Vielfalt. Agrarforschung 5(8), 379-382.
- BLW, 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Konzeptbericht. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern. 25 S.
- BLW (Hrsg.), 1998. Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Erster Zwischenbericht. Bern, Bundesamt für Landwirtschaft.



## Schriftenreihe der FAL Les cahiers de la FAL

22–36	siehe im Internet unter <a href="http://www.reckenholz.ch">www.reckenholz.ch</a> >Publikationen >Schriftenreihe der FAL voir à l'internet sous <a href="http://www.reckenholz.ch">www.reckenholz.ch</a> >Publications >Les cahiers de la FAL		
37	Evaluation der Ökomassnahmen – Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion Evaluation des mesures écologiques – La charge des eaux de surface en phosphore liée à l'érosion des sols 2001 <i>Volker Prasuhn und Kaspar Grünig</i>	D	CHF 30.–
38	Ökobilanzen – Beitrag zu einer nachhaltigen Landwirtschaft Bilans écologiques: Contribution à une agriculture durable 2002 FAL-Tagung vom 18. Januar 2002 / Journée FAL du 18 janvier 2002	D/F	CHF 30.–
39	Artenreiche Wiesen Prairies à haute diversité biologique 2002 <i>Thomas Walter et al.</i>	D	CHF 30.–
40	Ausmass und mögliche Auswirkungen der Abdrift von Pflanzenschutzmitteln auf ökologische Ausgleichsflächen Dimension et possible effets de la dérive des produits phytosanitaires sur des surfaces de compensation écologiques 2002 <i>Rudolf Büchi und Franz Bigler</i>	D	CHF 20.–
41	Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln Structure du sol – classification et évaluation visuelle 2002 <i>Jakob Nievergelt, Milan Petrsek und Peter Weisskopf</i>	D	CHF 40.–
42	Biogene VOC und Aerosole – Bedeutung der biogenen flüchtigen organischen Verbindungen für die Aerosolbildung COV biogènes et aérosols – Les composés organiques volatils biogènes et leur contribution aux aérosols 2002 <i>Christoph Spirig und Albrecht Neftel</i>	D	CHF 20.–
43	Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt – Probleme, Lösungswege und Perspektiven im internationalen, nationalen und lokalen Umfeld L'azote dans l'agriculture et l'environnement – Problèmes, voies de solution et perspectives à l'échelon international, national et local 2003 FAL-Tagung vom 24. Januar 2003 / Journée FAL du 24 janvier 2003	D	CHF 30.–
44	Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland 2003 <i>Jens Leifeld, Seraina Bassin and Jürg Fuhrer</i>	E	CHF 30.–
45	Forschung für den biologischen Landbau Recherche en agriculture biologique 2003 <i>Beat Boller et al.</i>	D/F	CHF 30.–
46	Von der Kontrollstation zum Nationalen Zentrum für Agrarökologie Zur Geschichte der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz 1878–2003 2003 <i>Josef Lehmann</i>	D	CHF 30.–
47	Agrar-Umweltindikatoren – Machbarkeitsstudie für die Umsetzung in der Schweiz Indicateurs agro-environnementaux – Etude de faisabilité pour la réalisation en Suisse 2003 <i>Gérard Gaillard et al.</i>	D	CHF 30.–
48	Risikoabschätzung zur landwirtschaftlichen Abfalldüngerverwertung Estimation des risques liés à l'utilisation agricole des engrais de recyclage 2003 <i>Ulrich Herter, Thomas Kupper und David Külling</i>	D	CHF 25.–
49	Forschung für die Agrarlandschaft Recherche pour les paysages agricoles 2004 FAL-Tagung vom 23. Januar 2004 / Journée FAL du 23 janvier 2004	D/E/F	CHF 30.–
50	La structure du sol – observer et évaluer Bodengefüge – Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Mitteln 2004 <i>Gerhard Hasinger, Jakob Nievergelt, Milan Petrsek und Peter Weisskopf</i>	F	CHF 45.–
51	Umweltmonitoring gentechnisch veränderter Pflanzen in der Schweiz Monitoring environnemental en Suisse de plantes génétiquement modifiées 2004 <i>Olivier Sanvido, Franz Bigler, Franco Widmer, Michael Winzeler</i>	D	CHF 30.–
52	Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain Productions intégrée et biologique en comparaison – l'essai des systèmes de production au Burgrain 2004 <i>Urs Zihlmann et al.</i>	D	CHF 30.–
53	Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs Bilan écologique de l'exploitation agricole 2004 <i>Dominique Rossier, Gérard Gaillard</i>	D	CHF 30.–
54	Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der nationalen Bodenbeobachtung Bilans des métaux lourds sur les parcelles agricoles du réseau national d'observation des sols en Suisse 2005 <i>Armin Keller, Nicolas Rossier und André Desaules</i>	D	CHF 30.–
55	Koexistenz verschiedener landwirtschaftlicher Anbausysteme mit und ohne Gentechnik – Konzept Concept de coexistence d'une agriculture avec et sans OGM en Suisse 2005 <i>Olivier Sanvido et al.</i>	D	CHF 30.–