



# **Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität für Ökobilanzen (SALCA-Biodiversität)**

Philippe Jeanneret, Daniel U. Baumgartner,  
Ruth Freiermuth Knuchel und Gérard Gaillard

Oktober 2009



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

Eidgenössisches  
Volkswirtschaftsdepartement EVD  
**Forschungsanstalt**  
**Agroscope Reckenholz-Tänikon ART**

Dieser Bericht ist die deutsche Fassung des Berichts „Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques“, 2006 (revidiert 2009), von Jeanneret, Ph., Baumgartner, D., Freiermuth, R. et Gaillard, G., übersetzt von Daniel Baumgartner.

# Inhaltsverzeichnis

<b>DANKSAGUNG .....</b>	<b>7</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG: METHODE ZUR BEURTEILUNG DER WIRKUNG LANDWIRTSCHAFTLICHER BEWIRTSCHAFTUNG AUF DIE BIODIVERSITÄT IN ÖKOBILANZEN .....</b>	<b>8</b>
<b>EINLEITUNG .....</b>	<b>8</b>
<b>AUFTRAG UND RAHMEN DES PROJEKTS .....</b>	<b>8</b>
<b>INDIKATOR-ARTENGRUPPEN .....</b>	<b>9</b>
<b>BEWERTUNGSMETHODE .....</b>	<b>10</b>
<i>Inventar .....</i>	<i>10</i>
<i>Klassifikation und Charakterisierung .....</i>	<i>11</i>
<i>Aggregation und Normalisierung.....</i>	<i>12</i>
<b>KÜNFTIGE ENTWICKLUNGEN .....</b>	<b>12</b>
<b>RESUME: METHODE D'ÉVALUATION DE L'IMPACT DES ACTIVITES AGRICOLES SUR LA BIODIVERSITE DANS LES BILANS ECOLOGIQUES .....</b>	<b>13</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>13</b>
<b>MANDAT ET CADRE DU PROJET .....</b>	<b>14</b>
<b>ORGANISMES INDICATEURS.....</b>	<b>14</b>
<b>MÉTHODE D'ÉVALUATION DE L'IMPACT .....</b>	<b>15</b>
<i>Inventaire .....</i>	<i>15</i>
<i>Classification et caractérisation.....</i>	<i>16</i>
<i>Agrégation et normalisation.....</i>	<i>17</i>
<b>DÉVELOPPEMENTS FUTURS .....</b>	<b>17</b>
<b>SUMMARY: METHOD FOR EVALUATING THE IMPACT OF AGRICULTURAL PRACTICES ON BIODIVERSITY IN LIFE CYCLE ASSESSMENTS.....</b>	<b>18</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>18</b>
<b>FUNCTION AND SCOPE OF THE PROJECT .....</b>	<b>18</b>
<b>INDICATOR SPECIES GROUPS .....</b>	<b>19</b>
<b>EVALUATION METHODS.....</b>	<b>20</b>
<i>Inventory.....</i>	<i>20</i>
<i>Classification and characterisation .....</i>	<i>21</i>
<i>Aggregation and normalisation.....</i>	<i>21</i>
<b>FUTURE DEVELOPMENTS .....</b>	<b>22</b>
<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>23</b>

1.1	ALLGEMEINES .....	23
1.2	BIODIVERSITÄT, ÖKOBILANZEN UND UMWELTBEURTEILUNG IN DER LANDWIRTSCHAFT .....	23
1.2.1	<i>Biotopwert</i> .....	23
1.2.2	<i>Biodiversität in Ökobilanzen</i> .....	24
1.3	RAHMENBEDINGUNGEN .....	25
1.3.1	<i>Hintergrund des Projekts</i> .....	25
1.3.2	<i>Projektrahmen</i> .....	26
<b>2</b>	<b>BIODIVERSITÄT, LANDWIRTSCHAFT UND ÖKOBILANZEN .....</b>	<b>27</b>
2.1	EINLEITUNG .....	27
2.2	BIODIVERSITÄT .....	27
2.2.1	<i>Organismische Vielfalt</i> .....	27
2.2.2	<i>Erhebung der Vielfalt der Lebewesen</i> .....	28
2.3	WAHL DER BIODIVERSITÄTSINDIKATOREN .....	28
2.3.1	<i>Allgemeine Kriterien</i> .....	28
2.3.2	<i>Spezifische Kriterien</i> .....	29
2.3.2.1	Makro- und Mikrohabitate .....	29
2.3.2.2	Räumliche Dimension.....	30
2.3.2.3	Funktion .....	30
2.3.2.4	ISO-Normen 14040 (1997) und 14042 (2000).....	30
2.3.2.5	Korrelation mit der Gesamt-Biodiversität.....	31
2.3.3	<i>Berücksichtigte Indikator-Artengruppen</i> .....	31
2.3.4	<i>Nicht berücksichtigte Indikator-Artengruppen</i> .....	33
2.3.5	<i>Die gewählten Indikator-Artengruppen und die Landwirtschaft</i> .....	34
2.3.5.1	Grasland- und Gehölzflora.....	34
2.3.5.2	Segetalflora .....	35
2.3.5.3	Vögel.....	35
2.3.5.4	Säugetiere (Kleine Säugetiere).....	36
2.3.5.5	Amphibien.....	36
2.3.5.6	Landschnecken (Gehäuse- und Nacktschnecken).....	37
2.3.5.7	Spinnen .....	38
2.3.5.8	Laufkäfer.....	39
2.3.5.9	Tagfalter .....	39
2.3.5.10	Heuschrecken.....	40
2.3.5.11	Bienen und Hummeln (Hymenopteren).....	40

<b>3</b>	<b>INVENTAR (SACHBILANZ) DER HABITATE UND LANDWIRTSCHAFTLICHEN AKTIVITÄTEN .....</b>	<b>41</b>
3.1	EINLEITUNG .....	41
3.1.1	<i>Landbedeckung</i> .....	42
3.1.2	<i>Intensität der Landnutzung</i> .....	42
3.2	ZUSAMMENSTELLUNG DES INVENTARS .....	42
<b>4</b>	<b>WIRKUNGSABSCHÄTZUNG .....</b>	<b>45</b>
4.1	EINLEITUNG .....	45
4.2	KLASSIFIZIERUNG .....	46
4.2.1	<i>Recherchenstrategie</i> .....	46
4.2.2	<i>Expertengespräche</i> .....	46
4.2.3	<i>Resultate der Klassifizierung</i> .....	47
4.3	CHARAKTERISIERUNG.....	47
4.3.1	<i>Grundsätze der Charakterisierung</i> .....	47
4.3.2	<i>Benotungsskala</i> .....	48
4.3.3	<i>Benotungsgrundsätze</i> .....	50
4.4	GEWICHTUNG.....	50
4.4.1	<i>Landbedeckung</i> .....	50
4.4.2	<i>Intensität der Landnutzung</i> .....	51
4.4.3	<i>Gewichtungsregeln</i> .....	51
4.4.4	<i>Berechnung der Wirkung</i> .....	52
4.4.4.1	Berechnung der gewichteten Note einer Option .....	52
4.4.4.2	Berechnung der Habitatsnote .....	52
4.4.4.3	Feldränder .....	52
4.5	AGGREGATION .....	53
4.5.1	<i>Zeitliche Aggregation</i> .....	53
4.5.1.1	Reaktion der Indikator-Artengruppen auf die Bewirtschaftungsweisen und Habitate über die Zeit .....	53
4.5.1.2	Integration der Bodenbedeckung während des Jahres .....	54
4.5.1.3	Aggregation der Kulturen einer Fruchtfolge für eine Parzelle.....	55
4.5.2	<i>Räumliche Aggregation</i> .....	56
4.5.2.1	Integration des Feldrandes mit dem Habitat und der Parzelle .....	56
4.5.2.2	Aggregation von Habitaten auf Betriebsebene .....	57
4.5.3	<i>Aggregation der Indikator-Artengruppen</i> .....	58
4.5.3.1	Aggregation der Indikator-Artengruppen für ein bestimmtes Habitat.....	58
4.6	NORMALISIERUNG.....	61

<b>5</b>	<b>GRENZEN UND VALIDIERUNG DER METHODE.....</b>	<b>63</b>
5.1	SYSTEMGRENZE .....	63
5.2	GRENZEN DER INTERPRETATION.....	63
5.3	GRENZEN DURCH WAHL DER INDIKATOREN .....	64
5.4	VALIDIERUNG .....	64
<b>6</b>	<b>SCHLUSSFOLGERUNG .....</b>	<b>65</b>
<b>7</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>67</b>

ANHANG 1 : Intensität der Landnutzung

ANHANG 2 : Rechenbeispiel der Biodiversitätspunkten

## Danksagung

An erster Stelle danke wir Thomas Walter für seine Unterstützung während dieser Arbeit und die zahlreiche und sehr wertvolle Kommentaren, die zur Verbesserung der deutschen Fassung des Berichtes beigetragen haben.

Wir möchten folgenden Personen, welche zur Entwicklung der Methode zwischen 2000 und 2006 beigetragen haben, unseren Dank aussprechen:

David Dubois, Andreas Grünig,  
Bernhard Streit, Thomas Walter und  
Patrick Weibel

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-  
Tänikon ART

Simon Birrer, Reto Spaar und  
Christian Marfurt

Schweizerische Vogelwarte Sempach

Simon Capt

Schweizer Zentrum für die Kartografie der  
Fauna (CSCF)

Benedikt Schmidt, Silvia Zumbach  
und Andreas Meyer

Koordinationsstelle für Amphibien- und  
Reptilienschutz in der Schweiz (KARCH)

Jürg Rüetschi

privates Umweltbüro, Hinterkappelen

Jacques Derron und Stefano Pozzi

Forschungsanstalt Agroscope Changins-  
Wädenswil ACW

Henryk Luka und Lukas Pfiffner

Forschungsinstitut für biologischen Landbau  
(FiBL)

Andreas Müller

Eidgenössische Technische Hochschule  
Zürich (ETHZ)

Sarah Pearson

AGRIDEA Lausanne

Armin Meyer

AGRIDEA Lindau

# Zusammenfassung: Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Biodiversität in Ökobilanzen

## Einleitung

Die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt sind seit mehreren Jahrzehnten Gegenstand der öffentlichen Diskussion. Die aktuelle Agrarpolitik der Schweiz fördert über die Direktzahlungen besonders ökologische Produktionsmethoden, wie zum Beispiel die biologische Landwirtschaft, die extensive Produktion von Getreide und Raps oder das Schaffen von halbnatürlichen Habitaten. Solche Programme müssen mit der Realisation von Werkzeugen einhergehen, die es erlauben die Umweltwirkungen von vorgeschlagenen Produktionssystemen oder die Wirksamkeit von Agrar-Umweltmassnahmen zu beurteilen. Zu diesem Zweck wurde die Methode der Ökobilanzierung entwickelt. Damit sie jedoch für landwirtschaftliche Verfahren verwendet werden kann, sind gewisse Anpassungen erforderlich. Die Erweiterung der Methode und die Einbeziehung neuer, landwirtschaftlich relevanter Wirkungskategorien, wie zum Beispiel die Bodenqualität, die biologische Vielfalt (Biodiversität) und die Landschaft, sind dazu unerlässlich. Jolliet *et al.* (2003) haben auf die Schwierigkeit und die Notwendigkeit hingewiesen, breit abgestützte Konzepte für die Einbeziehung der Biodiversität und der Bodenqualität in den Ökobilanzen zu erarbeiten.

In der Literatur findet man zwei unterschiedliche Ansätze für die Bewertung und Bilanzierung der Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität:

- Der erste Ansatz, der auf die Landwirtschaft ausgerichtet ist, ermöglicht eine Umweltdiagnose auf der Basis der landwirtschaftlichen Aktivitäten und/oder der Bewertung der Biotopwerte (Kulturen und halbnatürliche Lebensräume) unter dem Gesichtspunkt des Umweltschutzes (Friebe 1998, Brosson 1999). Dieser Ansatz, der auf der direkten Beobachtung von Indikatoren basiert, führt zur Bewertung des «ökologischen Werts» der Landwirtschaftsbetriebe.
- Beim zweiten Ansatz wird die Biodiversität ebenso wie andere Kategorien, zum Beispiel Treibhauseffekt oder Eutrophierung, als Wirkungskategorie in die Ökobilanz einbezogen. Dieser Ansatz basiert im Wesentlichen auf der Artenvielfalt der Gefässpflanzen (Lindeijer *et al.* 1998) und bewertet ebenfalls die Seltenheit der Ökosysteme und ihre Verwundbarkeit (Weidema & Lindeijer 2001). Basierend auf diesen in der Ökologie bekannten Prinzipien dieser Ansatz die Wirkungen menschlicher Aktivitäten auf die Biodiversität indirekt abzuschätzen. Die Wirkung wird in diesem Fall in grossem Massstab (Kontinent) und für jegliche Landnutzung (Industrie, Landwirtschaft, Transporte) berechnet.

Unsere Methode basiert zwar auf dem zweiten Ansatz, ist aber detaillierter und konzentriert sich auf die Anwendung in der Schweiz oder angrenzenden Regionen. Sie ist ausschliesslich auf die Besonderheiten der Landwirtschaft ausgerichtet, indem sie zum Beispiel zwischen der Wirkung einer Rapskultur und eines Weizenfelds auf die Biodiversität differenziert. Weiter kann zwischen den verschiedenen Bewirtschaftungsmethoden einer bestimmten Kultur und ihren Wirkungen unterschieden werden. Die Methode umfasst die Wirkungsabschätzung auf zwölf verschiedene Artengruppen.

## Auftrag und Rahmen des Projekts

Im Rahmen ihrer neuen Aufgaben entwickelt die Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART seit dem Jahr 2000 das Werkzeug der Ökobilanzen für landwirtschaftliche Anwendungen. Als Teil des Projekts «Grundlagen der Ökobilanzierung in der

Landwirtschaft » entwickeln wir eine Methode für den Einbezug der Biodiversität als Wirkungskategorie in der Ökobilanz von Landwirtschaftsbetrieben. Bei dieser Methode werden alle Betriebstypen berücksichtigt, und die Auswirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität wird auf Stufe der Parzelle, der Kultur, der Fruchtfolge, des Produktionszweigs und des Betriebs bewertet.

## Indikator-Artengruppen

Die Biodiversität (Abkürzung für biologische Diversität) wird allgemein in drei Stufen oder Klassen unterteilt: Genetische Vielfalt, organismische Vielfalt und Vielfalt der Ökosysteme. Die Entwicklung der vorgestellten Methode bezieht sich auf die organismische Vielfalt.

Nach derzeitigen Kenntnissen kommen weltweit ca. 1.4 und 1.8 Millionen Organismen-Arten vor. Da die Insektenarten dabei den grössten Anteil ausmachen, müssen laut Kremen *et al.* (1993) Indikatoren vor allem in dieser Gruppe und eventuell aus Artengruppen, die sich leicht inventarisieren lassen, wie zum Beispiel Vögel, Amphibien oder Blütenpflanzen, ausgewählt werden.

Die Auswahl von Indikatoren für die Biodiversität hängt aber in erster Linie von den Zielen der Studie ab (Noss 1990, Huston 1994). Für die vorliegende Methode erfolgte die Auswahl der Indikatoren mit Hilfe einer Kriterientabelle, welche sowohl die Ziele der Studie, zum Beispiel die Verbindung der Arten mit den landwirtschaftlichen Aktivitäten, ihr Vorkommen und ihre Bedeutung in den Kulturlandschaften (Jeanneret *et al.* 1996), als auch allgemeine Kriterien wie ihre Verteilung und ihre Habitate sowie ihren Platz in der Nahrungskette (Reid *et al.* 1993, Pearson 1995, Stork & Samways 1995) berücksichtigte. Die Indikatoren müssen auf Änderungen von landwirtschaftlichen Aktivitäten auf Stufe der Parzelle und des Betriebs reagieren, denn die Biodiversität wird in den Kulturlandschaften durch lokale (z. B. Bewirtschaftungsmethode) und landschaftliche Faktoren beeinflusst (z. B. Art und Anzahl halbnatürlicher Lebensräume, Burel & Baudry 1995, Duelli 1997, Jeanneret *et al.* 2003a, Jeanneret *et al.* 2003b). Zudem müssen die ausgewählten Indikatoren ein möglichst repräsentatives Bild der gesamten organismischen Vielfalt geben. Folgende Artengruppen wurden als Indikatoren ausgewählt: Blütenpflanzen (Wiesen- und Gehölzflora<sup>1</sup> und Ackerbegleitflora), Vögel, kleine Säugetiere, Amphibien, Schnecken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken sowie Bienen und Hummeln.

Bei der Bewertung der Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Indikator-Artengruppen werden in unserer Methode zwei Merkmale ihrer Vielfalt berücksichtigt:

- Die **gesamte Vielfalt der Arten** (GAV, Tabelle 1);
- Die **Vielfalt der Arten mit hohen ökologischen Anforderungen** (stenöke Arten) und von **grossem Wert** (Rote Liste; HÖA, Tabelle 1).

Die Relevanz der beiden Merkmale wurde von den Spezialisten der Indikator-Artengruppen definiert. Bei einigen Indikator-Artengruppen wurde das zweite Merkmal nicht berücksichtigt.

---

<sup>1</sup> Da die Methode für die landwirtschaftliche Nutzfläche angewendet wird, umfasst diese Definition den Wald nicht.

Tabelle 1: Liste der Indikator-Artengruppen und Merkmale, die in der Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Biodiversität in Ökobilanzen berücksichtigt werden.

Indikator-Artengruppen	GAV (Merkmal 1)	HÖA (Merkmal 2)
Wiesen und Gehölzflora	Typische Wiesen und Gehölzarten	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator-
Ackerbegleitflora	Typische Ackerarten (Ackerbegleitflora)	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator-
Vögel	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator-
Säuger	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator-
Amphibien	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Aquatische Lebensphase
Schnecken	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Rote Liste der Landschnecken
Spinnen	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Reichtum an stenöken Arten (spezialisierte oder sensible Arten) und an Arten von grossem Wert (Rote Listen)
Laufkäfer	Typische Arten in den Kulturlandschaften	
Tagfalter	Typische Arten in den Kulturlandschaften	
Heuschrecken	Typische Arten in den Kulturlandschaften	
Bienen und Hummeln	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator-

## Bewertungsmethode

### Inventar

Zwei grundlegende Einflussfaktoren der Landnutzung auf die Biodiversität werden von den Landwirten direkt bei der Nutzung der Böden der Kulturlandschaft beeinflusst:

- die **Wahl der Kulturen und die Schaffung halbnatürlicher Lebensräume**, ihre Anzahl und ihre Fläche ;
- die **Bewirtschaftungsaktivitäten bei den Kulturen und die Pflege der halbnatürlichen Lebensräume**, ihre Art und Weise und ihre Intensität.

In unserer Methode werden die Bedeutung der Kulturen/Lebensräume und die Wirkung der Bewirtschaftungsaktivitäten für jede Indikator-Artengruppe abgeschätzt. Diese Abschätzung basiert auf Informationen aus der Literatur, Gesprächen mit Experten und eigenen Daten von ART.

Für die verschiedenen, von der Landwirtschaft beeinflussten Kulturen und Lebensräume, nämlich die Ackerkulturen, das Grasland und die ökologischen Ausgleichsflächen (wie z.B. die extensiv und wenig intensiv genutzten Wiesen, die Buntbrachen oder die Hecken), wurden sämtliche typischen Bewirtschaftungsaktivitäten, wie z.B. der Insektizid-Einsatz, die Düngung oder die Mahd, in Form eines Inventars aufgelistet.

Das Inventar wurde so erstellt, dass die die Biodiversität betreffenden Tätigkeiten des Landwirts auf seinem Betrieb möglichst vollständig erfasst werden können. Dabei wurde jede

Bewirtschaftungsaktivität in Optionen aufgeteilt, um die Art und Weise, wie der Landwirt eine Kultur anbaut oder ein Habitat pflegt, also zum Beispiel der Insektizid- oder Düngemitteltyp, dessen Anwendungszeitpunkt oder die Mähperiode, zu berücksichtigen. Diese Optionen wurden auf die Bestimmungen der schweizerischen Landwirtschafts- und Umweltschutzgesetzgebung eingeschränkt und gelten somit für die Schweizer Landwirtschaft. Ohne Anpassungen können sie nicht auf andere Situationen übertragen werden, da davon ausgegangen wird, dass zum Beispiel nur Pflanzenschutzmittel, die in der Schweiz zugelassen sind, angewendet werden.

### **Klassifikation und Charakterisierung**

Die Verbindung zwischen Indikator-Artengruppen und den Optionen der inventarisierten Bewirtschaftungsaktivitäten wird auf Grund der Literatur und von Expertenstellungnahmen (Klassifikation) aufgestellt, und die Auswirkung wird auf einer Skala von 0 bis 5 (Charakterisierung) bewertet:

- 0: Die Artengruppe ist nicht betroffen, weil sie in der Kultur, im Habitat nicht (kaum) vorkommt.
- 1: Die Aktivität führt zu einer starken Verarmung der Artenvielfalt innerhalb der betrachteten Artengruppe resp. verunmöglicht das Vorkommen von stenöken Arten und Arten der Roten Listen.
- 2: Die Aktivität führt zu einer leichten Verarmung der Artenvielfalt innerhalb der betrachteten Artengruppe resp. verunmöglicht das Vorkommen von stenöken Arten und Arten der Roten Listen.
- 3: Die Aktivität hat keine direkte Wirkung auf die betrachtete Artengruppe.
- 4: Die Aktivität führt zu einer leichten Erhöhung der Artenvielfalt innerhalb der betrachteten Artengruppe resp. ermöglicht das Vorkommen von stenöken Arten und Arten der Roten Listen.
- 5: Die Aktivität fördert die Artenvielfalt innerhalb der betrachteten Artengruppe resp. ermöglicht das Vorkommen von stenöken Arten und Arten der Roten Listen.

Es wurden ausschliesslich direkte Auswirkungen der Bewirtschaftungsaktivitäten bewertet. Die indirekten Wirkungen auf eine bestimmte Indikator-Artengruppe als Folge der Auswirkung der landwirtschaftlichen Aktivität auf eine andere Indikator-Artengruppe werden nicht berücksichtigt.

Bei Bewirtschaftungsaktivitäten, die im Laufe des Jahres wiederholt werden (Mähen, Herbizidapplikationen usw.), unterscheidet man zwischen zwei Fällen:

- a) Die Indikator-Artengruppe erholt sich von der Wirkung der Aktivität von einer Periode zur anderen; in diesem Fall wird für die Aktivität ein Jahresdurchschnitt ermittelt;
- b) Die Indikator-Artengruppe ist dauerhaft geschädigt (totale Beseitigung); in diesem Fall wird die Note berücksichtigt, die der negativsten Periode gegeben wurde (minimale Note).

Da die verschiedenen Kulturen/Lebensräume, sowie die verschiedenen Bewirtschaftungsaktivitäten nicht die gleiche Wichtigkeit für eine bestimmte Indikator-Artengruppe haben, ist es notwendig, sie zu gewichten. Um die Note der Bewirtschaftungsoptionen zu gewichten, werden zwei Koeffizienten gebildet:

- ein Koeffizient von 0 bis 10, der die relative Bedeutung der Kulturen/Lebensräume quantifiziert; eine Rübenkultur hat zum Beispiel je nach Indikator-Artengruppe nicht dieselbe Bedeutung als potentieller Lebensraum wie eine extensive Wiese;

- ein Koeffizient von 0 bis 10, der die relative Bedeutung der Bewirtschaftungsaktivitäten quantifiziert; die Insektizidapplikation hat zum Beispiel je nach Indikator- Artengruppe nicht dieselbe Bedeutung wie das Mähen.

Die Schlussnote ist das Produkt zwischen dem Mittelwert der beiden Gewichtungskoeffizienten und der Note der ausgeführten Bewirtschaftungsaktivitäten.

### **Aggregation und Normalisierung**

Die Wirkung einer Aktivität in einem gewählten Habitat – gewichtet durch den Bewirtschaftungsaktivitäts- und Kultur-/Habitattyp – auf eine Indikator- Artengruppe kann auf verschiedene Art und Weise zusammengefasst werden. Für die Wirkungsabschätzung im Rahmen einer Ökobilanz wird das nachfolgend beschriebene Aggregationsverfahren auf Stufe Indikator- Artengruppe verwendet:

- (1) Pro Kultur/Habitat durch Berechnung des Durchschnitts der gewichteten Noten der Bewirtschaftungsaktivitäten, die während eines Jahrs erfolgen.
- (2) Pro landwirtschaftliche Parzelle durch Berechnung des Durchschnitts der gewichteten Noten der verschiedenen Kulturen, die während einer gegebenen Periode auf der Parzelle angebaut wurden (Fruchtfolge).
- (3) Pro Produktionszweig und pro Landwirtschaftsbetrieb durch Zusammenfassung der ermittelten Wirkung auf den verschiedenen Parzellen. Für diese räumliche Aggregation wird angenommen, dass es zwischen den einzelnen Schlägen keine Wechselwirkung gibt und somit ein flächengewichteter Mittelwert der Biodiversitätspunkte berechnet werden kann.

Die Methode soll ebenfalls ermöglichen, die Wirkungen auf die verschiedenen Indikator- Artengruppen zu aggregieren, um eine Gesamtwirkung auf die Artenvielfalt zu erhalten. Diese Abschätzung kann auf der Ebene der Kulturen/Lebensräume, Parzellen, Fruchtfolgen, Landwirtschaftsbetriebe und Produktionszweige erfolgen. Wir haben zwei Aggregationsverfahren gewählt, die zu zwei Werten bezüglich der Artenvielfalt führen:

a) ein Wert „allgemeine Artenvielfalt“, für den der Mittelwert der Noten für das Merkmal GAV berechnet wird (gesamte Vielfalt der Arten, vgl. Tab. 1). Für diesen Wert können die Noten, auf trophischen Verbindungen und Artenreichtum der Indikator- Artengruppen basierend, gewichtet werden. Je wichtiger eine Indikator- Artengruppe als Nahrungsgrundlage für andere Indikatoren und artenreicher in den Kulturlandschaften der Schweiz ist, desto höher wird sie gewichtet.

b) ein Wert „Naturschutz“ für den der Mittelwert der Noten des Merkmales HÖA der Indikator- Artengruppen berechnet wird (Vielfalt der Arten mit hohen ökologischen Anforderungen, vgl. Tab. 1).

Die Bewertung innerhalb einer Kultur oder eines Habitats kann in Beziehung zu einem maximalen und minimalen Wert gestellt werden, um die Kulturen/Lebensräume und die Indikator- Artengruppe zu vergleichen (Normalisierung).

### **Künftige Entwicklungen**

Die Entwicklung der Methode ist nicht abgeschlossen. Viele Aspekte der Methode sind noch offen und könnten zukünftig behandelt werden. Die Methode wurde bereits benutzt, um die potentielle Auswirkung landwirtschaftlicher Aktivitätsszenarien auf die Biodiversität in den Ackerbau- und den Grasslandssystemen abzuschätzen Nemecek *et al.* (2005). Die Zuverlässigkeit der Resultate, die auf der Basis von Szenarien aus der landwirtschaftlichen Praxis hervorgingen, muss mit Hilfe der Spezialisten, die bei der Charakterisierung und der Gewichtung mitgewirkt haben, untersucht werden. Parallel dazu werden die Resultate der verschiedenen Szenarien mit bestehenden Daten verglichen. Die Gesamtwirkung auf Stufe

der Parzelle und des Landwirtschaftsbetriebs wird durch Beobachtungen vor Ort bestätigt werden müssen. Mittel- und langfristig müssen auch die noch wenig bekannten Aspekte der Auswirkungen gewisser landwirtschaftlicher Aktivitäten und die Rolle einiger Kulturen/Lebensräume auf die Biodiversität untersucht werden. Ausserdem müssten die Bereiche wie der Boden, die Spezialkulturen und Gemüsebau, das trophische Niveau der Parasitoiden und Destruenten, die nicht durch die derzeitige Methode abgedeckt wurden, noch entwickelt werden.

## **Résumé: Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques**

### **Introduction**

L'impact de l'agriculture sur l'environnement est un aspect important dans la discussion publique depuis plusieurs décennies déjà. En Suisse, la politique agricole actuelle encourage au moyen de paiements directs des méthodes de production conçues de sorte à ménager l'environnement comme par exemple l'agriculture biologique, la production extensive de céréales et de colza, ou l'introduction d'habitats semi-naturels. De tels programmes doivent s'accompagner de la réalisation d'outils qui permettent de juger l'impact environnemental des systèmes de production proposés ou encore de l'efficacité de mesures agri-environnementales. La méthode des bilans écologiques (ou analyse de cycle de vie ACV) a été développée à cet effet. Pour une application à des processus agricoles, elle requiert des adaptations de sa forme traditionnelle. Notamment, l'élargissement ainsi que l'inclusion de nouvelles catégories d'impact pertinentes pour l'agriculture comme la qualité du sol, la diversité biologique et le paysage, sont indispensables. Jolliet *et al.* (2003) ont souligné la difficulté et la nécessité d'élaborer des concepts acceptés largement pour l'intégration de la biodiversité et de la qualité du sol dans les bilans écologiques.

On trouve dans la littérature deux approches distinctes qui mènent à l'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité, dans le but d'en tirer un bilan.

- La première approche, qui se concentre sur l'agriculture, propose un diagnostic environnemental basé sur les activités agricoles et/ou sur l'estimation de la valeur des biotopes (cultures et habitats semi-naturels) du point de vue de la protection de l'environnement (Friebe 1998, Brosseau 1999). Basée sur l'observation directe de critères, cette approche conduit à une appréciation de la « valeur écologique » des exploitations agricoles.
- La deuxième intègre la biodiversité comme catégorie d'impact. C'est le cas du bilan écologique où la biodiversité est traitée au même titre que d'autres catégories comme l'effet de serre ou l'eutrophisation. Cette approche a été jusqu'à présent généralement basée sur la richesse en espèces des plantes vasculaires (Lindeijer *et al.* 1998). Elle introduit également la rareté des écosystèmes et leur vulnérabilité (Weidema & Lindeijer 2001). Basée sur des principes connus en écologie, cette approche tente cependant d'estimer indirectement les effets des activités humaines sur la biodiversité. Le bilan est alors calculé à très large échelle (continent) et pour toutes les utilisations du sol (industrie, agriculture, transports).

Notre méthode est basée sur la deuxième approche, mais elle est plus détaillée et se concentre sur une utilisation en Suisse ou en régions limitrophes. Elle est spécifique aux situations de l'agriculture et permet de distinguer, par exemple, l'impact d'une culture de colza de celui d'un champ de blé sur la biodiversité. Plus encore, elle donne le moyen de différencier les modes d'exploitation d'une culture donnée. La méthode englobe l'estimation de l'impact sur 12 groupes d'organismes.

## Mandat et cadre du projet

Dès 2000, dans le cadre de ses nouvelles tâches, la Station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, station de recherches en agroécologie et agriculture, développe l'outil des bilans écologiques pour l'agriculture. Dans le cadre du projet FAL « Bases du bilan écologique pour les produits, les procédés et les systèmes agricoles », nous développons une méthode qui permette d'introduire la biodiversité comme catégorie d'impact dans le bilan écologique des exploitations agricoles. La méthode devra apprécier l'influence des activités agricoles sur la biodiversité au niveau de la parcelle, de la culture, de la succession culturale, de la branche de production, de l'exploitation et concernera tous les types d'exploitation.

## Organismes indicateurs

La biodiversité (contraction de diversité biologique) est généralement divisée en trois grandes unités: la diversité génétique, la diversité organismique et la diversité des écosystèmes. Le développement de la méthode présentée concerne la diversité organismique.

La diversité des espèces actuellement connue est globalement comprise entre 1,4 et 1,8 millions d'espèces. Comme la biodiversité est surtout le résultat de l'abondance numérique des espèces d'insectes, c'est, selon Kremen *et al.* (1993), dans ce groupe qu'il convient d'en chercher des indicateurs en y adjoignant éventuellement des espèces faciles à inventorier comme les oiseaux, les amphibiens ou les plantes à fleurs.

Le choix d'indicateurs pour la biodiversité est d'abord dépendant des objectifs de l'étude (Noss 1990, Huston 1994). Pour la méthode présentée, le choix des indicateurs a été conduit à l'aide d'une grille de critères tenant compte des objectifs de l'étude, comme les liens des organismes avec les activités agricoles, leur présence et leur signification dans les paysages cultivés, etc. (Jeanneret *et al.* 2006), et de critères plus généraux tels que leurs distributions et habitats, ainsi que leurs places dans la chaîne alimentaire (Reid *et al.* 1993, Pearson 1995, Stork & Samways 1995). Les indicateurs doivent permettre de mesurer les effets des activités agricoles à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation. En effet, la biodiversité dans les paysages agricoles est influencée par des facteurs locaux (par ex. le mode d'exploitation) et paysagers (par ex. la quantité d'habitats semi-naturels, Burel & Baudry 1995, Duelli 1997, Jeanneret *et al.* 2003a, Jeanneret *et al.* 2003b). De plus, les indicateurs choisis doivent le mieux possible être représentatifs de la diversité organismique globale. Les groupes d'organismes indicateurs retenus sont : les plantes à fleurs (flore prairiale et en milieu boisé<sup>1</sup>, flore ségétale), les oiseaux, les petits mammifères, les amphibiens, les gastéropodes, les araignées, les carabes, les papillons diurnes, les orthoptères, les abeilles et les bourdons.

Dans notre méthode, l'évaluation de l'impact des activités agricoles sur les organismes indicateurs a voulu considérer deux caractéristiques de leur diversité :

- La **diversité totale en espèces** (caractéristique 1, Tab. 1);
- La **diversité des espèces à hautes exigences écologiques** (espèces sténoèces) et de **haute valeur** (liste rouge; caractéristique 2, Tab.1).

La pertinence des deux caractéristiques a été déterminée par les spécialistes des organismes indicateurs. La deuxième caractéristique n'est pas présente pour tous les organismes.

---

<sup>1</sup> La méthode s'appliquant à la surface agricole utile, cette définition ne comprend pas la forêt.

Tableau 1: Liste des groupes d'organismes indicateurs et les caractéristiques considérées dans la méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques.

Groupes d'organismes indicateur	Caractéristique 1	Caractéristique 2
Flore prairiale et en milieu boisé	Espèces typiques des prairies et des milieux boisés	Non considérée pour cet indicateur
Flore ségétale	Espèces typiques des grandes cultures (flore ségétale)	Non considérée pour cet indicateur
Oiseaux	Espèces typiques des paysages cultivés	Non considérée pour cet indicateur
Mammifères	Espèces typiques des paysages cultivés	Non considérée pour cet indicateur
Amphibiens	Espèces typiques des paysages cultivés	Formes aquatiques
Escargots et limaces	Espèces typiques des paysages cultivés	Liste rouge des escargots terrestres
Araignées	Espèces typiques des paysages cultivés	Richesse en espèces sténoèces (espèces spécialistes ou espèces sensibles) et de haute valeur (listes rouges)
Carabes	Espèces typiques des paysages cultivés	
Rhopalocères	Espèces typiques des paysages cultivés	
Orthoptères	Espèces typiques des paysages cultivés	
Abeilles et bourdons	Espèces typiques des paysages cultivés	Non considérée pour cet indicateur

## Méthode d'évaluation de l'impact

### Inventaire

Deux composantes fondamentales pour la biodiversité sont directement influencées par l'agriculteur dans l'utilisation du sol des paysages cultivés :

- le choix du **type de cultures et l'intégration d'habitats semi-naturels**, leur nombre et leur surface;
- les **activités d'exploitation des cultures et l'entretien des habitats semi-naturels**, leur type et leur intensité.

Dans notre méthode l'importance des cultures/habitats et l'impact des activités d'exploitation sont estimés pour chaque groupe d'organismes indicateurs. Cette estimation se construit sur les informations obtenues de la littérature, l'entretien avec des experts et les données propres d'Agroscope-FAL Reckenholz.

Pour les différentes cultures et habitats influencés par l'agriculture, en l'occurrence les grandes cultures, les prairies et les surfaces de compensation écologique (comme par exemple les prairies extensives et peu intensives, les jachères florales et les haies), les activités d'exploitation typiques, comme par exemple l'utilisation d'insecticides, l'épandage d'engrais ou la fauche, sont cataloguées dans un inventaire.

L'inventaire est établi de façon à couvrir le plus complètement possible le domaine d'activité de l'agriculteur sur son exploitation et en fonction d'aspects typiquement liés à la biodiversité. Chaque activité d'exploitation est détaillée en options que l'agriculteur a dans sa manière de conduire une culture ou d'entretenir un habitat, comme par exemple le type d'insecticide ou de fumure, leur période d'application ou le régime de fauche. Les options considèrent la loi

suisse sur l'agriculture et la protection de l'environnement et sont par conséquent valables pour l'agriculture suisse. Elles ne sont pas transposables à d'autres situations sans adaptation car, par exemple, seuls les pesticides autorisés en Suisse sont considérés.

### **Classification et caractérisation**

Le lien entre les groupes d'organismes indicateurs et les options des activités d'exploitation inventoriées est établi sur la base de la littérature et d'avis d'experts (classification) et l'impact est noté sur une échelle de 0 à 5 (caractérisation):

- 0: L'indicateur n'est pas concerné car il n'occupe pas la culture / l'habitat.
- 1: La pratique conduit à un fort appauvrissement en espèces de l'organisme indicateur concerné, respectivement ne permet pas l'occurrence d'espèces sténoèces.
- 2: La pratique conduit à un appauvrissement en espèces de l'organisme indicateur concerné, respectivement ne permet pas l'occurrence d'espèces sténoèces.
- 3: La pratique n'a pas d'effet direct sur l'organisme indicateur concerné.
- 4: La pratique conduit à une légère augmentation de la diversité en espèces de l'organisme indicateur concerné, respectivement permet l'occurrence d'espèces sténoèces.
- 5: La pratique favorise la diversité en espèces de l'organisme indicateur concerné, respectivement permet l'occurrence d'espèces sténoèces.

Exclusivement les effets directs des activités d'exploitation sur les organismes indicateurs ont été notés. Les effets indirects sur un organisme indicateur donné dus à l'impact sur un autre organisme indicateur de l'activité agricole ne sont pas considérés.

Dans le cas d'activités d'exploitation qui se répètent au cours de l'année (fauche, application d'herbicide, etc.), deux cas de figures se présentent:

- a) le groupe d'organismes indicateurs peut compenser d'une période à l'autre l'effet de l'activité, dans ce cas c'est une moyenne sur la durée de la culture respectivement sur l'année qui est calculée pour l'activité;
- b) le groupe d'organismes indicateurs ne peut pas compenser l'effet (élimination totale), c'est la note attribuée à la période la plus néfaste qui est alors considérée (note minimale).

Comme les différentes cultures/habitats, de même que les activités d'exploitation n'ont pas la même importance pour un organisme indicateur donné, il est nécessaire de les pondérer. Pour pondérer la note des options d'activité d'exploitation, deux coefficients sont considérés:

- un coefficient de 0 à 10 qui quantifie l'importance relative des cultures/habitats, car suivant le groupe d'organismes indicateurs, une culture de betterave n'a, par exemple, pas la même importance qu'une prairie extensive en tant que milieux de vie potentiel;
- un coefficient de 0 à 10 qui quantifie l'importance relative des activités d'exploitation, car suivant le groupe d'organismes indicateurs, l'application d'insecticide n'a, par exemple, pas la même importance que la fauche.

La note finale est alors le produit de la moyenne des deux coefficients de pondération et de la note attribuée à l'option d'activité d'exploitation.

## Agrégation et normalisation

L'effet d'une activité dans un habitat choisi – pondérée par le type d'activité d'exploitation et de culture/habitat – sur un groupe d'organismes indicateurs peut être calculé selon différents modes. Pour l'estimation de l'effet dans le cadre du bilan écologique, les procédés d'agrégation suivants sont mis en pratique:

- (1) Par culture/habitat, par calcul de la moyenne des notes pondérées attribuées aux activités d'exploitation qui s'y déroulent sur une année.
- (2) Par parcelle agricole, par calcul de la moyenne des notes pondérées attribuées aux différentes cultures ayant pris place sur la parcelle dans une période donnée (rotation des cultures).
- (3) Par branche de production et par exploitation agricole, en récapitulant l'impact calculé des différentes parcelles. Pour cette agrégation spatiale, il est stipulé qu'il n'y a pas d'interactions entre les parcelles de façon qu'une moyenne des points biodiversité pondérée par la surface puisse être calculée.

La méthode veut également offrir la possibilité d'agréger les impacts des différents groupes d'organismes indicateurs, pour obtenir un effet global des cultures/habitats, parcelles, successions culturales, exploitations agricoles et branche de production sur la diversité des espèces. Nous avons choisi deux procédés d'agrégation, qui conduisent à deux valeurs de diversité des espèces :

a) une valeur « diversité générale des espèces », pour laquelle, la moyenne des notes de la caractéristique 1 des organismes indicateurs est calculée (diversité totale en espèces, cf. Tab. 1). Pour cette valeur, les notes sont pondérées sur la base des liens trophiques et de la richesse en espèces des organismes indicateurs. Plus un organisme indicateur est important comme source de nourriture pour les autres indicateurs et plus il est riche en espèces dans les paysages cultivés suisses, plus son poids est grand.

b) une valeur « protection de la nature » pour laquelle la moyenne des notes de la caractéristique 2 des organismes indicateurs est calculée (diversité des espèces à hautes exigences écologiques et de haute valeur, cf. Tab. 1).

L'évaluation au sein d'un habitat peut être mise en relation avec une valeur maximale et minimale pour comparer les cultures/habitats et les groupes d'organismes indicateurs (normalisation).

## Développements futurs

De nombreux aspects de la méthode restent ouverts et pourraient être traités dans le futur. La méthode a déjà été utilisée pour calculer l'impact sur la biodiversité de scénarios d'activités agricoles dans les grandes cultures et les systèmes prairiaux (Nemecek *et al.* 2005). La plausibilité des résultats obtenus sur la base de scénarios tirés de la pratique agricole devra être étudiée avec l'aide des spécialistes impliqués dans la caractérisation et la pondération. Parallèlement, les résultats des scénarios doivent être comparés à des données existantes. L'impact global à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation agricole devra être validé par des observations de terrain. A moyen et long terme, les aspects encore méconnus de l'impact de certaines activités agricoles et le rôle de certaines cultures/habitats sur la biodiversité devront être étudiés. De plus, les compartiments comme le sol, les cultures spéciales et maraîchères, le niveau trophique des parasitoïdes et des détritivores, non considérés par la méthode actuelle, devraient encore être développés.

## Summary: Method for evaluating the impact of agricultural practices on biodiversity in life cycle assessments

### Introduction

The impact of agriculture on the environment has been the subject of public debate for several decades. Switzerland's current agricultural policy uses direct payments to promote particularly ecological production methods, for example organic farming, extensive cereal and oilseed rape production and the creation of semi-natural habitats. There is no doubt that such initiatives are moving in the right direction to encourage biodiversity. But they do permit an evaluation of the impact of either individual measures or production systems, so there is no way of estimating the effectiveness of agricultural and environmental measures. This is why the life cycle assessment method was developed, but certain adjustments are necessary if it is to be used for agricultural processes. Particularly indispensable are method amplification and the inclusion of new impact categories central to agriculture, for example soil quality, biological diversity (biodiversity) and the landscape. Recently Jolliet *et al.* (2003) drew attention to the difficulty and necessity of working on broadly supported concepts for the inclusion of biodiversity and soil quality in life cycle assessments.

Two different approaches to the evaluation and life cycle assessment of the effect of agricultural activity on biodiversity are found in the literature:

- The first approach, which is aimed at agriculture, permits an environmental diagnosis based on agricultural activity and/or the evaluation of biotope values (crops and semi-natural habitats) from the environmental protection viewpoint (Friebe 1998, Brosson 1999). This approach, based on the direct observation of indicators, results in the evaluation of the «ecological value» of farms.
- In the second one biodiversity is included as an impact category in life cycle assessment just like other categories, for example the greenhouse effect or eutrophication. This approach is based essentially on the species diversity of vascular plants (Lindeijer *et al.* 1998) and also evaluates the rarity of the ecosystems and their vulnerability (Weidema and Lindeijer 2001). In this case the impact is calculated on a large scale (continent) and for each type of soil use (industry, agriculture, transport).

In fact our method is based on the first approach, but is more detailed and concentrates on use in Switzerland or adjoining regions. It is aimed exclusively at the special features of agriculture, for example differentiating between the effect on biodiversity of a rape crop and a wheat field. A further distinction may be made between the different management methods of a specific crop and its effects. The method embraces the bulk of organism diversity by including different species groups.

### Function and scope of the project

Within the scope of its new functions Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, the Swiss Federal Research Station for Agroecology and Agriculture, has since 2000 been developing the tool of life cycle assessments for agricultural applications. As part of the « Basic Principles of Life Cycle Assessments in Agriculture » project we are developing a method which allows the integration of biodiversity as an impact category into the life cycle assessment of farms. This method takes all farm types into account, and the impact of agricultural activity on biodiversity is evaluated on the level of plot, crop, crop rotation, production branch and farm.

## Indicator species groups

Biodiversity (the abbreviation for biological diversity) is generally subdivided into three levels or categories: genetic diversity, organismal diversity and diversity of ecosystems. The development of the method presented relates to organismal diversity, which has so far best been investigated scientifically.

In the state of current knowledge species diversity is between 1.4 and 1.8 million species. As biodiversity is attributable in particular to the large number of insect species, according to Kremen *et al.* (1993) indicators must first and foremost be sought in this group and possibly in taxa which are easily inventoried, for example birds, amphibia or flowering plants.

However the choice of indicators for biodiversity depends primarily on the objects of the study (Noss 1990, Huston 1994). For the present method the choice of indicators was made using a criteria table which took into account both the objects of the study, for example the linking of the species to agricultural activity, their occurrence and their significance in the cultivated landscapes (Jeanneret *et al.* 1996), and general criteria such as their distribution, their habitats and their place in the food chain (Reid *et al.* 1993, Pearson 1995, Stork and Samways 1995). The indicators must make it possible to estimate the impact of agricultural activity at plot and farm level, for biodiversity in the cultivated landscape is influenced by local (e.g. crop management method) and landscape factors (e.g. number of semi-natural habitats, Burel, 1995 #252; Duelli, 1997 #382; Jeanneret, 2003 #1493; Jeanneret, 2003 #1494). The indicators selected must also give as representative a picture as possible of organismal diversity as a whole. The following species groups were selected as indicators: flowering plants (meadow and woody habitat<sup>1</sup> flora, arable flora), birds, small mammals, amphibia, snails, spiders, carabid beetles, butterflies, grasshoppers and bees and bumblebees.

In our method two characteristics of diversity are taken into account when evaluating the effect of agricultural activity on the indicator species groups:

- The **overall diversity of the species** (Feature 1, Table 3);
- The **diversity of ecologically very demanding species** (stenotopic species) and those **of high conservation value** (red list; Feature 2, Table 3).

Specialists of indicator organisms found the two characteristics relevant. The second characteristic is not treated for all the organisms.

---

<sup>1</sup> The method being applied to the utilized agricultural area, this definition does not include woodland.

Table 1: List of indicator species groups and features taken into account in the method for evaluating the effect of agricultural practices on biodiversity in life cycle assessments.

Indicator species groups	Characteristic 1	Characteristic 2
Meadow and woody habitat flora	Typical meadow and woody habitat species	Not considered for this indicator
Flora of arable fields	Typical arable field species	Not considered for this indicator
Birds	Typical species in cultivated landscapes	Not considered for this indicator
Mammals	Typical species in cultivated landscapes	Not considered for this indicator
Amphibia	Typical species in cultivated landscapes	Aquatic life phase
Snails	Typical species in cultivated landscapes	land snails of the red list
Spiders	Typical species in cultivated landscapes	Species richness of stenotopic species (specialised or sensitive species) and very valuable species (red lists)
Carabid beetles	Typical species in cultivated landscapes	
Butterflies	Typical species in cultivated landscapes	
Grasshoppers	Typical species in cultivated landscapes	
Bees and bumble-bees	Typical species in cultivated landscapes	Not considered for this indicator

## Evaluation methods

### Inventory

Two fundamental factors of land use affecting biodiversity are influenced directly by farmers when using the land of the cultivated landscape:

- the choice of **crop type and the creation of semi-natural habitats**, their number and surface area ;
- the **management of crops and the care of semi-natural habitats**, their form and intensity.

In our method the importance of the crops/habitats and the effect of crop management activities on each indicator species group is estimated. This estimate is based on information from the literature, discussions with experts and data belonging to ART.

All the typical crop management activities such as insecticide use, manuring and mowing were listed in inventory form for the different crops and habitats influenced by the farmer, namely arable crops, grassland and the ecological compensatory areas (e.g. extensively used and low input meadows, wild flower strips and hedges).

The inventory was compiled so that the farmer's activities affecting biodiversity on his farm were covered as fully as possible. Here each crop management activity was divided into options in order to take account of the way in which the farmer cultivated a crop or managed a habitat, for example the type of insecticide or fertiliser, its application time or the mowing period. These options were restricted to the provisions of Swiss farming and environmental legislation and hence apply to Swiss agriculture. They cannot be transferred to other

situations without adjustment, as they are based on the fact that, for example, only plant protection products licensed in Switzerland are used.

### **Classification and characterisation**

The link between indicator species groups and the options of inventoried crop management practices (activities) is established on the basis of the literature and expert opinions (classification), and the impact rated on a scale of 0 to 5 (characterisation):

- 0: The species group is unaffected because it does not occupy the crop/habitat.
- 1: The activity leads to the severe impoverishment of species diversity within the species group considered and render impossible the occurrence of stenotopic species and red list species.
- 2: The activity leads to the slight impoverishment of species diversity within the species group considered and render impossible the occurrence of stenotopic species and red list species.
- 3: The activity has no direct effect on the species group considered.
- 4: The activity leads to a slight increase in species diversity within the species group considered and make possible the occurrence of stenotopic species and red list species.
- 5: The activity promotes species diversity within the species group considered and make possible the occurrence of stenotopic species and red list species.

Only the direct impact of crop management activities was assessed. No account was taken of the indirect impact on a specific indicator species group resulting from the impact of agricultural activity on another indicator species group.

In the case of crop management activities repeated over the course of the year (mowing, herbicide application, etc.) a distinction was made between two eventualities:

- (a) The indicator species group recovered from the effect of the activity from one period to another; in this eventuality an annual average was calculated for the activity;
- (b) The indicator species group was permanently damaged (total elimination); in this case the rating taken into account was that given to the most negative period (minimum rating).

Since different crops/habitats and different crop management activities do not have the same importance for a specific indicator species group, it is necessary to weight them. Two coefficients are created in order to weight the rating of crop management options:

- A coefficient from 0 to 10, which quantifies the relative importance of crops/habitats; a beet crop, depending on indicator species group, is not, for example, as important as potential habitat as extensively used meadow;
- A coefficient from 0 to 10, which quantifies the relative importance of crop management activities; for instance insecticide application, depending on indicator species group, does not have the same importance as mowing.

The final rating is the product of the mean value of the two weighting coefficients and the rating of the crop management activities carried out.

### **Aggregation and normalisation**

The effect of an activity in a selected habitat on an indicator species group – weighted by the type of crop management activity and crop/habitat - can be summarised in various ways. The

aggregation process described below is used at indicator species group level to estimate effect within the scope of a life cycle assessment:

- (1) Per crop/habitat by calculating the average of the weighted ratings of crop management activities taking place during one year.
- (2) Per agricultural plot by calculating the average of the weighted ratings of the different crops cultivated on the plot during a given period (crop rotation).
- (3) Per production branch and per farm by summarising the effect calculated on the different plots. For this spatial aggregation it is assumed that there is no interaction between the individual plots and that an area-weighted mean value of the biodiversity points can therefore be calculated.

The method will also make it possible to aggregate the impact of different indicator species groups in order to obtain an overall effect of crops/habitats, plots, rotations, farms and production branches on biodiversity. We have selected two aggregation methods which produce two biodiversity figures:

- a) a „global species diversity“ value, for which the mean value of the ratings of Feature 1 of the indicator species groups is calculated (total diversity of species, cf. Tab. 3). For this value the ratings are weighted on the basis of trophic links and species richness of the indicator species groups. The more important an indicator species group as a basic food for other indicators and the more species-rich in the cultivated landscapes of Switzerland, the higher its weighting.
- b) a „nature protection“ value is calculated for the mean value of the ratings of Feature 2 of the indicator species groups (diversity of species with high ecological demands, cf. Tab. 3).

Evaluation within a crop or habitat can be placed in relation to a maximum and minimum value in order to compare crops/habitats and the indicator species group (normalisation).

## Future developments

The method is used to estimate the potential impact of agricultural activity scenarios on biodiversity in arable and grassland systems (Nemecek *et al.* 2005). The reliability of the results, which were produced on the basis of scenarios from agricultural practice, must be investigated using specialists who have collaborated on characterisation and weighting. In parallel the results of different scenarios are compared with existing data. The overall effect at plot and farm level will have to be confirmed by observations in situ. In the medium and long term the as yet little-known aspects of the impact of certain agricultural activities and the role of some crops/habitats on biodiversity have to be investigated. Areas not covered by the present method, such as soil, special crops and vegetable growing, the trophic level of parasitoids and decomposers, still need to be developed.

# 1 Einleitung

## 1.1 Allgemeines

Die Wirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt sind seit mehreren Jahren und Jahrzehnten ein wichtiges Thema in der öffentlichen Debatte in der Schweiz und weltweit. In der Schweiz unterstützen die aktuelle Agrarpolitik und die Konsumentenschutzorganisationen Produktionsmethoden, welche für das Umweltmanagement konzipiert sind, wie zum Beispiel „Extenso“-Kulturen, der biologische Landbau, wie auch die Einführung von halbnatürlichen Habitaten wie die Hecken und Buntbrachen mit Hilfe von Direktzahlungen. Solche Programme müssen mit der Realisation von Werkzeugen einhergehen, die es erlauben die Umweltwirkungen von vorgeschlagenen Produktionssystemen oder die Wirksamkeit von Agrar-Umweltmassnahmen zu beurteilen.

Um die Wirkungen von landwirtschaftlichen Tätigkeiten auf die Umwelt besser abschätzen zu können wurde die Methode der Ökobilanzierung (oder Lebenszyklusanalyse) entwickelt. Für eine Anwendung auf landwirtschaftliche Gegebenheiten benötigt sie jedoch Anpassungen. Insbesondere ist die Erweiterung, wie auch die Einführung von neuen, bezüglich Landwirtschaft relevanten Wirkungskategorien, wie z. B. die Bodenqualität, die Biodiversität und Landschaftsästhetik unerlässlich.

Die Biodiversität wird üblicherweise als ein zu schützendes Gut betrachtet, besonders da wo die sie treffende Wirkung am stärksten ist. Beispielsweise muss ein besonders artenreicher Standort geschützt werden oder die halbnatürlichen Lebensräume sollen die Ungeeignetheit der kultivierten Flächen kompensieren Lebensräume für Flora und Fauna zu liefern, etc. Allerdings bleiben die ökonomischen und sozialen Anforderungen der Landwirtschaft unberührt vom Prinzip der Direktzahlungen, denn die ursächliche Bindung der Wirkung zwischen diesen Anforderungen und ihren Umweltwirkungen ist nicht hergestellt. Die Ökobilanz sollen die Kreierung dieser Bindung erlauben und die Entscheidungsträger in Politik und der Produktionssysteme auf die umweltbezogenen Konsequenzen ihrer Entscheidungen aufmerksam machen. Jolliet *et al.* (2003) haben auf die Schwierigkeit und Notwendigkeit der Ausarbeitung von Konzepten zur Integrierung der Biodiversität und Bodenqualität in der Ökobilanz aufmerksam gemacht.

## 1.2 Biodiversität, Ökobilanzen und Umweltbeurteilung in der Landwirtschaft

In der Literatur findet man zwei verschiedene Ansätze, mit welchen die Wirkung von landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität bilanziert werden kann. Der erste schlägt eine Beurteilung direkt auf der Basis von landwirtschaftlichen Aktivitäten und/ oder der Abschätzung des Biotopwerts (Kulturen und halbnatürliche Lebensräume) aus der Sicht des Naturschutzes vor. Basierend auf der direkten Beobachtung der Kriterien führt dieser erste Ansatz zu einer Beurteilung des ökologischen Werts eines landwirtschaftlichen Betriebs. Der zweite Ansatz integriert die Biodiversität als Wirkungskategorie. Dies ist der Fall bei der Ökobilanzierung, bei der die Wirkungskategorie Biodiversität als solche gleichberechtigt behandelt wird, wie andere Wirkungskategorien (z.B. Treibhauspotential oder Eutrophierung). Oder sie findet Eingang in übergreifenderen Wirkungskategorien, wie die Landnutzung („land use“).

### 1.2.1 Biotopwert

Basierend auf Felderhebungen in Nordrhein-Westfalen (Deutschland) und auf Literatur hat Frieben (1998) eine Kriterienliste erarbeitet um den Wert von Biotopen (Kulturen und halbnatürliche Lebensräume), die auf dem landwirtschaftlichen Betrieb vorkommen, zu berechnen. Die wichtigsten Kriterien sind der Artenreichtum an Blütenpflanzen und ihre

Seltenheit, die Vernetzung mit den benachbarten Biotopen sowie die Parameter der Intensität der Landnutzung (Bewirtschaftungsweise), wie die Mahd oder die Besatzdichte. Die Fauna ist indirekt berücksichtigt durch Kriterien, wie das Blütenangebot und das Vorhandensein von Pflanzenarten, welche von Nützlingen bevorzugt werden. Dies wird ergänzt mit einer Beurteilung der Betriebsstruktur (z.B. das Verhältnis von Grasland zu Ackerkulturen) und der Qualität der halbnatürlichen Lebensräume. Dieser Ansatz erlaubt eine gesamthafte Beurteilung der bewirtschafteten Parzelle und des Betriebs gemäss einer Benotung, welche auf Beobachtungen im Feld in Bezug auf Schutz der Arten und der Biotope und der Stabilisierung der Agrarökosysteme basiert.

Die ähnlichen Ansätze der Agrarumweltbewertungsmethode (Solagro), der biotischen und abiotischen Methode (Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Lehr- und Forschungsbereich Ökologie der Kulturlandschaft, Geobotanik und Naturschutz) und des regionalen Programms Ecopoint (Niederösterreichische Agrarbezirksbehörde, NÖ ABB) erlauben die Wirkung von landwirtschaftlichen Betrieben auf die Umwelt zu beurteilen (Brosson 1999). Die verwendeten Kriterien sind mit den Bewirtschaftungsweisen verbunden. Die Benotung charakterisiert ihre Wirkung auf die Umwelt im Allgemeinen. Trotzdem beinhaltet jede dieser Methoden im Minimum ein Kriterium, welches die halbnatürlichen Lebensräume integriert.

Diese Evaluationsmethoden des Biotopwerts unterscheiden sich von der hier entwickelten in dem Sinn, dass sie in erster Linie auf betrieblicher Ebene eine Benotung der generellen Umweltwirkung erlauben und nicht explizit die Wirkung auf die Biodiversität charakterisieren. Bei Friebein (1998) erfolgt die Beurteilung mit Hilfe von Feldbeobachtungen von Indikatorartengruppen (Vegetation/Flora). Dennoch wäre es interessant unsere Methode nach der Aggregation der Indikator-Artengruppen der Biodiversität mit den obenerwähnten Methoden zu vergleichen.

### **1.2.2 Biodiversität in Ökobilanzen**

Bestehende Arbeiten, die die Biodiversität als Wirkungskategorie in Ökobilanzen integrieren, konzentrieren sich auf die Gefässpflanzen (als Vertreter der Artenvielfalt). Die Vielfalt der Gefässpflanzen wird als Indikator der Wirkungskategorie Landnutzung verwendet (Lindeijer *et al.* 1998). Das vorrangige Ziel ist es eine einsetzbare Methode zu erhalten, welche für alle Kategorien der Landnutzung (Industrie, Siedlung, Transporte, Land- und Forstwirtschaft) und für den gesamten Planeten erlaubt, die hauptsächlichen Wirkungen der Landnutzung auf die Ökosysteme in einer sehr allgemeinen Art zu integrieren. Auf diese Weise misst man die Veränderung der Diversität der Gefässpflanzenarten aufgrund einer Änderung der Flächennutzung in Bezug auf eine Referenz-Diversität, welche in Abhängigkeit der geografischen Breite, der Höhenlage und einer Weltkarte des Artenreichtums, welche pro Kontinent und in Abhängigkeit der Niederschlagsmenge, beobachtet wird. Lindeijer *et al.* (1998) sowie Köllner (1999) beschreiben das Verhältnis zwischen der Artenzahl und der Fläche um eine Artendichte (Anzahl Arten/m<sup>2</sup>) zu erhalten. Köllner (1999) wählt als Referenz die Vielfalt der Arten in der Schweiz um 1850. Weidema & Lindeijer (2001) führen eine Kombination von drei Biodiversitäts-Indikatoren ein: der Artenreichtum der Gefässpflanzen, die Seltenheit der Ökosysteme und die deren Verwundbarkeit.

Dieser Ansatz wirft mehrere Probleme auf:

- Die Biodiversität wird durch das alleinige Merkmal der Anzahl Gefässpflanzenarten schlecht repräsentiert. Die Information über die vorkommenden Arten ist unerlässlich für die Interpretation der ökologischen Prozesse (z.B. welches sind die Arten, die man angetroffen hat? Was ist das Verhältnis zwischen den ubiquistischen und stenöken Arten, etc). In diesem Sinne ist ein Indikator, der auf der Anzahl der seltenen Arten basiert, eine wichtige Ergänzung (Müller-Wenk 1998).
- Eine positive und signifikante Korrelation zwischen der Anzahl Arten eines gegebenen Indikators und der gesamten Artenzahl ist nicht für alle Ökosysteme verallgemeinerbar.

- Eine Umweltveränderung (z.B. natürliche Störung, Landnutzung) hat nicht zwingenderweise die gleiche Wirkung auf die Artenzahl von allen Organismen, dadurch wird die Verbindungen zwischen den Organismen (und ihrer Artenzahl) verändert.
- Aufgrund des totalen Artenreichtums der Arthropoden empfehlen Kremen *et al.* (1993) Indikatoren aus dieser Gruppe zu wählen. Unter diesem Aspekt haben die Gefässpflanzen nur einen beschränkten Wert.
- Der Ansatz erlaubt nur eine sehr grobe, oder allgemeine Messung der Wirkung der Landnutzung (oder einer Änderung der Landnutzung) auf die Biodiversität und ist nicht geeignet, um differenzierte Beurteilungen für eine Kultur zu liefern<sup>1</sup>.

Im Vergleich zu diesen Methoden, richten wir den Fokus mit der SALCA-Biodiversitätsmethode verstärkt auf die Differenzierung der landwirtschaftlichen Aktivitäten und erweitern die Indiktorgruppen, um die Wirkungen der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf eine umfassendere Biodiversität als nur derjenigen der Gefässpflanzen abschätzen zu können .

## 1.3 Rahmenbedingungen

### 1.3.1 Hintergrund des Projekts

Im Rahmen der landwirtschaftlichen Forschung in der Schweiz wurde die Berücksichtigung der Biodiversität in der Ökobilanzierung als empfindliche Variable der Wirkungen auf die Umwelt von der Koordinationsgruppe „Ökobilanzen und Biolandbau“ als Folge der Einsetzung des Projekts FAT ET 04/98 (Konzeptbericht „Ökobilanzen und Biolandbau“, Agroscope FAT Tänikon 1998) formuliert. Die Hauptziele dieses Projekts waren:

1. Entwicklung und Anpassung der Ökobilanzierungsmethode für die Beurteilung der ökologischen Effekte der Biolandbau-Produktionssysteme und zur Untersuchung des Optimierungspotenzials auf Betriebsstufe. Die Produktionssysteme des integrierten Anbaus dienen als Referenz.
2. Ökologische Beurteilung der Biobetriebe und der Betriebstypen mit Untersuchung der Optimierungsmöglichkeiten im Bereich der Umwelt für das Betriebsmanagement.
3. Entwicklung von Werkzeugen, die die Anwendung der Methode für die Beratung und Praxis ermöglichen.

Die Festlegung der Aufgaben, innerhalb dieses Rahmens, enthielt die Entwicklung und den Test einer Evaluierungsmethode der Wirkungen der landwirtschaftlichen Tätigkeit von Biobetrieben auf die Biodiversität (Aufgabe B9, Konzeptbericht „Ökobilanzen und Biolandbau“, 1998). Die Koordinationsgruppe beauftragte 1999 D. Dubois (Agroscope Reckenholz-Tänikon; vormals Agroscope FAL Reckenholz) mit der Bildung einer Arbeitsgruppe „Biodiversität und Ökobilanzen für Biolandbaubetriebe“. Als Folge der Reorganisation der landwirtschaftlichen Forschungsaktivitäten Ende 1999, übernahm ab Anfang 2000 Ph. Jeanneret (ART, vormals FAL) die Leitung der Arbeitsgruppe. Deren Aktivitäten wurden in das FAL-Projekt „Grundlagen der Ökobilanzierung in der Landwirtschaft“ (Arbeitsprogramm 2000-2003, Projekt 00.14.3.1) integriert, mit dem Ziel eine Methode zu entwickeln, welche die Integration der Biodiversität als Wirkungskategorie in der Ökobilanzierung erlaubt.

---

<sup>1</sup> Beispielsweise wird die Wirkung der Kultur Raps auf die Biodiversität mit folgenden Anfangsparametern berechnet: (1) Der Artenreichtum des regional entsprechenden, natürlichen Ökosystems (Biom), in welches die Kultur angebaut wurde – für Europa ist dies gemässigte Mischwald, welcher 1000-1500 Gefässpflanzenarten enthält -; und (2) der Artenreichtum des Raps, d.h. 1. Wenn man anstelle des Rapses Weizen oder eine Dauerwiese wählt, erhält man das gleiche Resultat.

### 1.3.2 Projektrahmen

Die Arbeitsgruppe „Biodiversität und Ökobilanzen für Biolandbaubetriebe“, beauftragt durch die Koordinationsgruppe (siehe §1.3.1), vereinigte eine Gruppe von Spezialisten der Institutionen ART (vormals FAL), ACW (vormals RAC), FiBL, Agridea Lausanne (vormals SRVA), Agridea Lindau (vormals LBL) und Vogelwarte Sempach auf freiwilliger Basis. Die Arbeitsgruppe war bestimmend in der Auswahl der grundlegenden Optionen der Methode während der Entwicklung (Definition der betroffenen Biodiversitätskriterien, Auswahl der Indikator-Artengruppen, Definition der Lebensräume und der Systemgrenzen). Damit wurde ein kohärenter Rahmen für die Entwicklung der Methode geschaffen, der von den beteiligten Spezialisten der verschiedenen Institutionen im Konsens getragen wurde. Die Umsetzung des Konzepts, insbesondere die Beurteilung der Wirkung jeder einzeln betrachteten landwirtschaftlicher Aktivität auf jede der gewählten Indikator-Artengruppe, wurde an der ART durchgeführt. Die Arbeitsgruppe wurde vorwiegend bilateral für Arbeiten beigezogen, in Berücksichtigung des spezifischen Fachwissens ihrer Mitglieder. Um Bereiche abzudecken, die in der Arbeitsgruppe nicht vertreten waren, wurden weitere Experten für Konsultationen hinzugezogen.

Der Auftrag der ART enthält die Erweiterung der Methode zur Beurteilung der landwirtschaftlichen Aktivitäten für jede Landbauform (nicht nur für Biolandbau, sondern auch für konventionellen und integrierten Landbau), auch auf Stufe der Kulturen sowie der Betriebszweige. Die Grundlagenarbeiten dieses Projekts wurden von den Forschungsgruppen „Agrarlandschaft und Biodiversität“ sowie „Ökobilanzen“ geleistet unter Mitarbeit der Forschungsgruppe Bioackerbau/Ackerbausysteme.

Die Entwicklung der Methode zur Integration der Biodiversität als Wirkungskategorie in der Ökobilanzierung der Biobetriebe wurde 2001 erweitert auf andere Produktionsformen. Das Projekt wurde «**Biodiversité et Bilans écologiques**» (BioBiec) benannt und seit 2005 in SALCA-Biodiversität (SALCA = Swiss Agricultural Life Cycle Assessment; kurz: SALCA-BD) umbenannt. Die anfängliche Arbeitsgruppe sicherte ihrerseits die wissenschaftliche Begleitung des Projekts in Form einer Begleitgruppe.

## 2 Biodiversität, Landwirtschaft und Ökobilanzen

### 2.1 Einleitung

Die Wirkung der Landwirtschaft auf die Biodiversität muss in unseren Gegenden nicht mehr nachgewiesen werden. Historisch gesehen bestand die Landschaft vor allem aus Wäldern. Die Veränderungen der Landschaft in römischer Zeit sowie zwischen dem neunten und zwölften Jahrhundert n.Chr. erlaubte die Entfaltung von bis dahin nicht vorhandenen Arten. Grundsätzlich waren es die Arten Südwesteuropas, die so vom Reichtum der geschaffenen Lebensräume durch die Urbarmachung der Flächen profitieren konnten. Die vielen Lebensräume, welche parallel entstanden sind, erlaubten ihnen ihr Verbreitungsgebiet zu vergrößern (Klaus *et al.* 2001). Im Laufe der letzten Jahrzehnte hat sich diese Entwicklung ins Gegenteil gedreht: Die Landwirtschaft ist von einem „Biodiversitätsproduzenten“ zu einem der wichtigsten Faktoren für das Verschwinden von Arten geworden. Ihre Wirkung auf die Biodiversität ist anerkannt (McLaughlin & Mineau 1995, Stoate *et al.* 2001).

### 2.2 Biodiversität

Die Biodiversität (für biologische Vielfalt) wird allgemein, je nach betrachteter Zielsetzung, in drei Klassen unterteilt:

- genetische Vielfalt: Populationen, Individuen, Chromosomen, Gene, Rassen und Sorten;
- organismische Vielfalt : Reiche, Stämme, Familien, Gattungen, Arten;
- Vielfalt der Ökosysteme : Biome, Bioregionen, Landschaften, Ökosysteme, Habitate.

Die Entwicklung der hier präsentierten Methode basiert auf der organismischen Vielfalt.

#### 2.2.1 Organismische Vielfalt

Nach heutigem Kenntnisstand beträgt die wahrscheinliche Anzahl Arten zwischen 1.4 und 1.8 Mio. Arten (Tabelle 1). Experten weisen darauf hin, dass gewisse Gruppen in den Auswertungen von Dajoz (2000) in ihrer Artenzahl stark unterschätzt sind: Die Insekten könnten bis zu 8 Mio. Arten umfassen, die Viren bis 1.5 Mio. Arten und die Bakterien bis 1.1 Mio. Arten, um nur die wichtigsten zu nennen. Die Flora dagegen ist gut bekannt.

Tabelle 1: Anzahl beschriebener Arten pro lebender Artengruppe (erwähnt sind nur Artengruppen mit mehr als 1000 Arten, nach Dajoz 2000).

Artengruppen	Anz. beschriebener Arten
Viren	1'000
Bakterien	4'800
Pilze	69'000
Algen	27'000
Flechten	20'000
Bryophyta (Moose)	23'000
Pteridophyta (Farne, etc.)	11'300
Angiospermae (Blütenpflanzen)	250'000
Protozoa (Urtiere)	30'800
Porifera (Schwämme)	10'000
Cnidaria (Nesseltiere)	9'000
Plathelminthes (Plattwürmer, etc.)	12'200

Artengruppen	Anz. beschriebener Arten
Rotatoria (Rädertiere)	1'500
Nemathelminthes (Rundwürmer)	20'000
Annelida (Ringelwürmer)	12'000
Bryozoa (Moostiere)	4'000
Mollusken	100'000
Insekten	751'000
Arachnida (Spinnentiere)	100'000
Crustacea (Krebse)	40'000
Echinodermata (Stachelhäuter)	6'100
Urochordata (Manteltiere)	1'300
Fische	20'600
Amphibien	4'200
Reptilien	6'300
Vögel	9'200
Säugetiere	4'200

## 2.2.2 Erhebung der Vielfalt der Lebewesen

Schon seit einiger Zeit ist die Messung der Artenvielfalt in wissenschaftlichen Zeitschriften ein Thema. Auch die Zahl der Indices oder der geschaffenen Modelle zu diesem Zweck ist eindrücklich. Die Artenvielfalt ist schwierig zu definieren, denn sie beinhaltet zwei Komponenten: Die Vielfalt und die relative Abundanz der Arten (Magurran 1988, Huston 1994). Das Messen der Biodiversität kann sich je nach dem auf eine dieser beiden Komponenten oder auf die Kombination der beiden beziehen. Die Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität ist folglich multidimensional. In der hier präsentierten Methode wurden zwei Merkmale der Biodiversität berücksichtigt: (1) die *gesamte Artenvielfalt* und (2) die *Vielfalt der Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (stenöke Arten) und von grossem Wert (Rote Liste)*. Die Merkmale wurden für jede Indikator-Artengruppe separat angepasst, um ihrer Spezifität Rechnung zu tragen (siehe §4.3).

## 2.3 Wahl der Biodiversitätsindikatoren

Die Wahl der Biodiversitätsindikatoren wurde durch die Begleitgruppe des Projekts bestimmt. Die Begleitgruppe setzte sich zusammen aus J. Derron (ACW), A. Grünig (ART), Ph. Jeanneret (ART, Vorsitz), Ch. Marfurt (Schweizerische Vogelwarte Sempach), A. Meier (Agridea Lindau), S. Pearson (Agridea Lausanne) und L. Pfiffner (FiBL).

### 2.3.1 Allgemeine Kriterien

Da die Biodiversität insbesondere auf die grosse Anzahl der Insektenarten zurückzuführen ist, müssen laut Kremen *et al.* (1993) Indikatoren vor allem in dieser Gruppe und eventuell bei Artengruppen, die sich leicht inventarisieren lassen, wie zum Beispiel Vögel, Amphibien oder Blütenpflanzen, gesucht werden. Die Wahl der Indikatoren wurde weitgehend von der in der Literatur gefundenen Informationen beeinflusst, aber auch von Diskussionen, die wir mit in- und ausländischen Spezialisten geführt haben, sowie von unserer persönlichen Erfahrung.

Die Wahl der Indikatoren folgte einer anerkannten Liste von generellen Kriterien (Pearson 1995, Stork & Samways 1995, Jeanneret *et al.* 1996) die in Tabelle 2 wiedergegeben ist.

Tabelle 2: Generelle Kriterien für die Wahl von Biodiversitätsindikatoren.

1. Die Taxonomie ist gut bekannt und stabil
2. Die Biologie und die Funktion in den Ökosystemen ist gut verstanden
3. Die übergeordneten Taxa (Familien, Ordnungen) besetzen ein breites Spektrum an Habitaten und eine grosse geografische Verbreitung haben
4. Jede Art besetzt ein enges Habitat
5. Die Populationen sind einfach zu überwachen (Monitoring)
6. Der gewählte Schlüsselindikator gibt die Reaktion der anderen Arten wieder
7. Eine grosse, zufällige Stichprobe erlaubt es die gesamte räumliche Verteilung der Arten zu messen
8. Die Reaktion auf die Veränderungen ist rasch, empfindlich, vorhersehbar und analysierbar
9. Die Bestimmung der Arten ist einfach
10. Die taxonomische und ökologische Vielfalt ist hoch
11. Die Gesamtheit der Indikatoren deckt die verschiedenen trophischen Stufen der Nahrungskette ab.

Die Verwendung der Kriterien 1 bis 9 erlaubt die individuelle Auswahl der Indikatoren. Aber kein Indikator kann alle Kriterien perfekt erfüllen. Durch Arbeiten mit einer Gruppe von Indikatoren wird die Wahrscheinlichkeit alle oder einen Teil der Bedingungen zu erfüllen erhöht. Aber die gewählten Indikatoren müssen sich ergänzen und müssen ein möglichst breites Spektrum der möglichen biologischen Organisationsstufen (Kriterien 10 und 11) repräsentieren, sei es für die räumliche und zeitliche Ebene, insbesondere bei der Nutzung des Habitats und der Nahrungsressourcen (Noss 1990, Hunsaker 1993, Burel & Baudry 1995, Duelli 1997, Jeanneret *et al.* 2003a, Jeanneret *et al.* 2003b).

### 2.3.2 Spezifische Kriterien

Die Wahl der Indikator-Artengruppen muss an die Ziele der Studie angepasst sein (Noss 1990, Usher & Jefferson 1991, Huston 1994, Pearson 1995). In unserem Fall müssen die Indikatoren das Messen der Wirkung der landwirtschaftlichen Tätigkeiten auf die Biodiversität erlauben. Darum ist es evident, dass die Indikator-Artengruppen in erster Linie im Kulturland weit verbreitet sein müssen.

Für die spezifischen Kriterien für die Wahl der Indikatoren im Rahmen dieser Studie gibt es drei Kategorien:

- Kriterien, die mit den physischen Kompartimenten der landwirtschaftlichen Tätigkeit verbunden sind: Makro- und Mikrohabitate sowie die räumliche Dimensionen müssen so breit wie möglich von der Auswahl der Indikatoren besetzt sein.
- Kriterien, die mit der Funktion im Agrar-Ökosystem verbunden sind: Die Auswahl der Indikatoren muss die Funktionen möglichst gut repräsentieren.
- Kriterien der *ISO-Norm 14040 (1997) und 14042 (2000)* (teilweise Überschneidung mit den allgemeinen Kriterien, die oben aufgezählt wurden).

Die Verwendung von spezifischen Kriterien erlaubt es die Wirkung der landwirtschaftlichen Tätigkeiten auf die verschiedenen betroffenen Nischen sowie die funktionellen Aspekte der Biodiversität zu berücksichtigen. Die spezifischen Kriterien sind nachfolgend dargelegt.

#### 2.3.2.1 Makro- und Mikrohabitate

Kategorien von Agrar-Ökosysteme und Habitate: Die schweizerischen Agrar-Ökosysteme können in drei grossen Kategorien gruppiert werden: Das Grasland, die Ackerkulturen und die Spezialkulturen. Zu diesen drei Kategorien müssen die halbnatürlichen Habitate ergänzt werden, die teilweise bewirtschaftet werden (u.a. die ökologischen Ausgleichsflächen, ÖAF). Die räumliche Systemgrenze ist die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN).

**Lebensraum:** Die Biosphäre kann in drei Lebensräume gegliedert werden: Der hypogäische Lebensraum (Boden), der epigäische Lebensraum (oberhalb des Bodens) und der aquatische Lebensraum. Jeder dieser Lebensräume kann in mehrere Straten unterteilt werden:

- Hypogäischer Lebensraum: In unserer Arbeit verbinden wir den Lebensraum des Oberbodens (A-Horizont) mit dem Lebensraum des Unterbodens (B-Horizont).
- Epigäischer Lebensraum: man unterscheidet die Streuschicht, die Krautschicht, die Strauchschicht und die Baumschicht;
- Aquatischer Lebensraum (i.e. Sinn): Mit Ausnahme der aquatischen Formen der Amphibien wird dieser Lebensraum in unserer Arbeit nicht berücksichtigt. Doch die angrenzenden Lebensräume, welche zur landwirtschaftlichen Nutzfläche gehören, sowie die feuchten und regelmässig überschwemmten Lebensräume sind berücksichtigt (Ufer und Uferböschungen, Feucht- und Streuwiesen, etc.).

### 2.3.2.2 Räumliche Dimension

**Lebensbereich:** Er widerspiegelt die räumlichen Anforderungen der Organismen sowie den physischen Raum, in welchen jedes Individuum die nötigen Lebensvoraussetzungen finden kann. Der Begriff Lebensraum kann für eine Art verallgemeinert werden; man spricht dann von bevorzugtem Habitat für diese Art. Selbst wenn diese Definition nur mit grosser Vorsicht auf höhere taxonomische Ebenen extrapoliert werden kann, da das Habitat jeder Art eigen ist, wird davon ausgegangen, dass Arten, die zur gleichen taxonomischen Gruppe gehören, ähnliche räumliche Anforderungen haben. Gonseth & Mulhauser (1995) unterscheiden drei Ebenen der Wahrnehmung des Raums, denen drei Kategorien von Indikatoren entsprechen:

- die Stelle = zwischen einigen  $\text{cm}^2$  bis einige  $\text{m}^2$ ;
- das Mosaik von Lebensräumen = zwischen einigen  $\text{cm}^2$  bis einige ha;
- die Landschaft = zwischen einigen ha bis einige  $\text{km}^2$ .

### 2.3.2.3 Funktion

**Trophisches Niveau:** Es repräsentiert die Position eines Organismus innerhalb der Nahrungskette. Es ist wichtig Biodiversitätsindikatoren aus verschiedenen Ebenen der Nahrungskette zu haben, denn das trophische Niveau bestimmt einen wichtigen Teil der Funktion im Ökosystem.

### 2.3.2.4 ISO-Normen 14040 (1997) und 14042 (2000)

- (1) **Übereinstimmung mit den Zielen:** Der Indikator ist durch die landwirtschaftlichen Tätigkeiten auf Stufe Betrieb beeinflusst.
- (2) **Messbarkeit:** Der Indikator ist messbar mittels einer Mess- oder einer bekannten Schätzmethode. Die relevanten Informationen für den Organismus bezüglich der landwirtschaftlichen Aktivitäten sind auf der Basis der Betriebsdaten verfügbar.
- (3) **Interpretierbarkeit:** Die Wirkungen der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf den Indikator müssen erkannt werden können und interpretierbar sein.
- (4) **Kenntnisse:** Aufgrund eines ausreichenden Kenntnisstands durch Experten oder durch Literatur können Wirkungsabschätzungen auf der Grundlage von Betriebsdaten vorgenommen werden.
- (5) **Aufwand:** Der benötigte Aufwand für die Beobachtung und / oder das Fangen des Organismus im Feld kann abgeschätzt werden.  
gering: Arten, die im Feld direkt und leicht zu beobachten und bestimmbar sind, daher geringer Aufwand für die Erhebung der Information.  
mittel: Arten, die teilweise im Feld bestimmbar sind, daher Bestimmungsaufwand im Labor nötig.

hoch: Arten, die im Feld nicht bestimmt werden können, d.h. es bedarf des Einsatzes von Fallen und / oder der Bestimmung im Labor, daher Aufwand im Labor unerlässlich.

### **2.3.2.5 Korrelation mit der Gesamt-Biodiversität**

In einer Biodiversitätsstudie einer landwirtschaftlichen Region haben Duelli & Obrist (1998) gezeigt, dass die Artenvielfalt von gewissen Organismen (höhere Pflanzen, Hymenopteren, Heteropteren) mit der Gesamtartenzahl korrelierten, allerdings ohne Berücksichtigung wichtiger Gilden, wie die Destruenten. Diese Organismen können daher als repräsentativ für einen Teil der Gesamtartenvielfalt betrachtet werden. Dieses Kriterium erlaubt theoretisch die Anzahl der Indikatoren auf jene Organismen zu reduzieren, welche die Vielfalt der anderen am besten repräsentieren. Doch unsere Methode hat zum Ziel, die Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten sowie der Änderung der Praktiken auf die Biodiversität zu quantifizieren. Daher würde die unterschiedliche Reaktion von jedem Organismus auf eine Aktivität eine Veränderung in den Korrelationen zwischen der Artenvielfalt der Organismen zur Konsequenz haben. Eine Korrelation zwischen einem Organismus und der Gesamt-Biodiversität vor der Ausführung einer landwirtschaftlichen Aktivität existiert möglicherweise nicht mehr nach der Ausübung dieser Aktivität. Dieses Kriterium ist in unserer Evaluation der Indikatoren berücksichtigt. Doch auf unsere Studie bezogen und unter Einbezug der obenstehenden Überlegungen wird ein Multi-Indikatoren-Ansatz als unerlässlich beurteilt.

### **2.3.3 Berücksichtigte Indikator-Artengruppen**

Die allgemeinen Kriterien (siehe §2.3.1) und die ISO-Kriterien (siehe §2.3.2), welche den Rahmen für die Wahl der Indikatoren gaben, erlaubten eine erste Liste von Indikator-Artengruppen zu erarbeiten. In der Folge wurde diese Liste durch die Analyse mit anderen relevanten Kriterien für die Ziele unserer Methode verfeinert.

Die Tabelle 3 zeigt die Liste der berücksichtigten Indikator-Artengruppen, ihre Verteilung in den verschiedenen physischen Kompartimenten, die durch landwirtschaftliche Aktivitäten betroffen sind, ihre Funktion im Agrar-Ökosystem und ihre Übereinstimmung mit den ISO-Norm-Anforderungen (siehe §2.3.2). Wir präzisieren, dass es sich um einen generellen Überblick handelt und dass die gegebenen Informationen nicht immer allen Arten eines Taxons entsprechen. Die nicht berücksichtigten Indikator-Artengruppen werden unter §2.3.4 diskutiert.

Tabelle 3: Liste der berücksichtigten Indikator-Gruppen mit der Erwähnung ihrer Aussagekraft bezüglich den Kriterien Makro- und Mikrohabitat, räumlicher Massstab, Funktion und Kriterien aus ISO-Normen (siehe Kap. 2.3.2 und 2.3.3 für detaillierte Erklärungen).

Indikatoren			Grasland- und Gehölzflora <sup>1</sup>	Segetalflora	Vögel	Säugetiere <sup>2</sup>	Amphibien	Schnecken <sup>3</sup>	Spinnen	Laufkäfer	Tagfalter	Heuschrecken	Hymenopteren <sup>4</sup>	
Makro- und Mikrohabitate:	Agrar-Ökosysteme und Habitate	Grasland	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
		Ackerkulturen		x	x	x	(x)	x	x	x			x	
		Spezialkulturen	x	x	x	x	(x)	x	x	x	x	x	x	
		halbnatürliche Lebensräume	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
	Lebensräume	Hypogaion					x				x			
		Epigaion	Streuschicht			x	x	x	x	x	x		x	x
Krautschicht Strauch- und Baumschicht			x	x	x	x	x	(x)	x	x		x	x	x
aquatischer L.					(x)		x	x						
räuml. Dimension:	Lebensbereiche (räuml. Anforderungen)	Stelle	x	x										
		Lebensraum-Mosaik Landschaft			x	x	x							
Funktion:	Trophische Stufen	Produzenten	x	x										
		Destruenten							x					
		Herbivoren			x	x			x		x	x	x	
		Prädatoren Parasitoiden			x	x	x		(x)	x	x		(x)	
Kriterien ISO 14040, 14042	1		üb. <sup>5</sup>	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	
	2		üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	
	3		üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	
	4		üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	üb.	
	5		mittel	bas	tief	hoch	tief	mittel	hoch	hoch	tief	tief	hoch	
Korrelation mit dem gesamten Artenreichtum			sig. <sup>6</sup>		-	-	-	-	sig.	n.sig. <sup>6</sup>	sig.	-	sig.	

<sup>1</sup> Hecken, Baumgruppe und Einzelbäume; <sup>2</sup> Kleinsäuger; <sup>3</sup> terrestrische Gehäuse- und Nacktschnecken; <sup>4</sup> Bienen und Hummeln; <sup>5</sup> üb. = übereinstimmend mit Kriterium; <sup>6</sup> sig. = signifikante Korrelation, n.sig. = nicht signifikante Korrelation (nach Duelli & Obrist 1998).

### 2.3.4 Nicht berücksichtigte Indikator-Artengruppen

Die Methode wurde auf einer Gruppe von Organismen aufgebaut, welche die definierten Selektionskriterien erfüllten, ohne sämtliche lebenden Organismen berücksichtigen zu können. Die Verwendung von Auswahlkriterien hat zum Ausschluss von folgenden Artengruppen der Liste von Lebewesen geführt:

- die Reiche *Monera* (Bakterien, Viren), *Protista* (Protozoen, Algen, etc.) und *Fungi* (definiert gemäss Whittaker (1969).
- gewisse Stämme und Unterstämme der Reiche *Animalia* und *Plantae*: Crustaceen, Würmer (Plathelminthes, Nematelminthes, Anneliden) sowie Farne (Pteridophyten).

Diese Artengruppen wurden nicht berücksichtigt:

- weil sie keine oder nur sehr wenige Verbindungen mit den landwirtschaftlichen Aktivitäten haben,
- wegen mangelnder Information über die Verbindung mit landwirtschaftlichen Aktivitäten, oder
- weil ihre Erhebung schwierig oder die Artenkenntnis nicht klar definiert sind.

Eine Vielzahl von Organismen wurde weggelassen, welche aber im Rahmen einer Erweiterung der Methode trotzdem integriert werden könnten; für einige unter der Bedingung, dass genügend Informationen zur ihrer Verbindung mit den landwirtschaftlichen Aktivitäten vorliegen. Als Beispiel können die Flechten, die Moose, die Reptilien, die Organismen, welche teilweise oder ausschliesslich an den Boden gebunden sind, wie die Nematoden, die Doppelfüusser, die Regenwürmer – im Wesentlichen zu ihrer Abundanz und Biomasse in Agrarökosystemen untersucht<sup>1</sup> –, die Ameisen, die Käfer (mit Ausnahme der Laufkäfer), die Springschwänze, die Zweiflügler, etc erwähnt werden.

---

<sup>1</sup> Es ist zu beachten, dass die Regenwürmer bei der entwickelten Methode zur Beurteilung der Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Bodenqualität (Oberholzer et al. 2005) eingeschlossen wurden.

### 2.3.5 Die gewählten Indikator-Artengruppen und die Landwirtschaft

Das Ziel dieses Unterkapitels ist es einen kurzen, allgemeinen Überblick über die Verbindungen zwischen den Indikator-Artengruppen und dem Kulturland zu geben. Die hier zitierten Publikationen umfassen mehrheitlich allgemeine Studien und machen nur einen Teil der im Rahmen der Verwirklichung der Methode bearbeiteten Literatur aus.

#### 2.3.5.1 Grasland- und Gehölzflora

Die Flora der Kulturlandschaft ist in Europa seit der letzten Phase der Intensivierung der Landwirtschaft (1950) beträchtlich verarmt. Die Gründe dafür sind der Bedarf an hochproduktiven Flächen, welche artenreichen Biotopen wenig Platz lassen. Die Faktoren welche zu einer starken Verarmung der Wiesen-, Weide- und Gehölzflora geführt haben, sind *die Nivellierung der Bodenfeuchtigkeit, der Düngereinsatz, die intensive Mahd, die zu hohe Viehdichte und die Rodung von Hecken, Gehölze und Einzelbäumen* aus Gründen der Mechanisierung (Kaule 1991), aber auch die Aufgabe von wenig ertragsreichen Flächen.

Durch die Nivellierung der Bodenfeuchtigkeit (Drainage) bietet die Landwirtschaft den Arten der Feuchthabitate keine Möglichkeit mehr sich auszubreiten. Der Düngereinsatz, in erster Linie von Stickstoff, Phosphor und Kalium, bewirkt eine Dominanz von nährstoffliebenden Grasarten und wenigen Krautpflanzen (Weissklee, Löwenzahn, ...) auf Kosten der anderen Pflanzenarten. Die intensive Mahd, mit mehr als vier Schnitten pro Jahr und einem ersten Schnittzeitpunkt, wenn die Vegetationshöhe ca. 30cm beträgt, verunmöglicht der Mehrzahl von Pflanzen die Samenreife. Eine zu hohe Besatzdichte führt zu einer zu hohen Nährstoffzufuhr und zu einer hohen Trittbelastung, welche eine beschränkte Anzahl von Arten selektioniert.

Die Wirkungen der Nutzungsintensivierung (Düngereinsatz, Häufigkeit und Zeitpunkt der Mahd, Viehbesatz) auf die floristische Vielfalt der Wiesen und Weiden in der Schweiz sind gut belegt (Ryser *et al.* 1994, Dietl & Lehmann 2004). Die Nutzungsintensität (Mahd) und der Düngereinsatz sind voneinander abhängig. Je höher die Anzahl Nutzungen einer Wiese ist, desto grösser wird der Bedarf an zugeführten Nährstoffen sein. Je bedeutsamer die Zufuhr von Düngern ist, desto eher kann die Anzahl Nutzungen erhöht werden. Im Allgemeinen werden vier Typen von Wiesen beschrieben (Briemle & Fink 2002, Dietl & Lehmann 2004):

- die extensive Wiese (keine Düngung, ein einzige Nutzung). Sie kann aus mehr als 60 Gefässpflanzenarten zusammengesetzt sein. Beispiel im Talgebiet: Halbtrockenrasen (Mesobromion);
- die wenig intensive Wiese (geringe Düngung, zwei Nutzungen). Sie besteht aus 35 bis 50 Arten. Beispiel im Talgebiet: Fromentalwiese (Lolio-Arrhenatheretum);
- die mittelintensive Wiese (mittlere Düngung, zwei bis vier Nutzungen). Sie besteht aus 25 bis 35 Arten. Beispiel im Talgebiet: Fromentalwiese (Lolio-Arrhenatheretum);
- die sehr intensive Wiese (sehr hohe Düngung, mehr als vier Nutzungen, die Nachhaltigkeit der Nutzung ist nicht mehr gewährleistet). Sie besteht aus weniger als 15 Arten. Beispiel im Talgebiet: Italienisch-Raygraswiese.

Für die Gehölzflora, wie die Hecken, Feld- und Ufergehölze sowie Einzelbäume, beeinflusst die Zufuhr von Nährstoffen von aussen direkt oder indirekt ihren Artenreichtum. Je mehr die umgebende Landschaft intensiv bewirtschaftet wird, desto mehr verarmt ihre Struktur. Ihre Pflege ist wichtig, insbesondere durch das Ausästen und den regelmässigen Schnitt, bis hin zur Beseitigung von zu dominanten Arten, wie der Hasel.

Der Schutz und die Zunahme der Vielfalt der Wiesen- und Waldflora wird durch direkten Einfluss auf die landwirtschaftliche Praxis erreicht: Reduktion der Düngung, der Anzahl Nutzungen, der Besatzdichte, das Aufgeben der Drainage von Feuchthabitaten und durch eine angepasste

Pflege der Gehölzflora. Aus diesem Grund sichern die ökologischen Ausgleichsflächen den Erhalt einer reichen Flora durch eine angepasste Nutzung und Pflege.

### 2.3.5.2 Segetalflora

Die Segetalflora besteht aus hauptsächlich annuellen Arten, die viel Licht benötigen, wie die Kornblume, das Sommer-Adonisröschen und die Kornrade. Eingeführt in Europa mit dem ersten Getreide im Neolithikum durch eingewanderte Völker aus dem Mittleren Osten werden sie in der Landwirtschaft im Allgemeinen als Unkraut angesehen (Marzio & Jolivet 1997).

Die Mehrheit der Segetalarten besetzte ursprünglich unbedeckte und steinige Böden. Sie sind daher gut an die europäischen Ackerböden angepasst, selbst in einem gemässigeren Klima als in ihren Ursprungsländern. Derzeit finden sie nur noch selten günstige Bedingungen für ihre Ansiedlung, d.h. unbedeckte oder regelmässig gewendete Böden, die nicht mit Herbiziden behandelt wurden. Diese Steppen- und ruderalen Pflanzen entwickeln sich in Bedingungen, die durch menschliches Tun erschaffen wurden. Unglücklicherweise konkurrenzieren sie die kultivierten Pflanzen und sind zum Teil toxisch, wie die Kornrade (eine Medizinalpflanze mit hämolytischen Eigenschaften), was vermischt im Erntegut der kultivierten Pflanzen zu Problemen führen könnte. Für jenen, der von den Erzeugnissen seines Bodens lebt, ist die Segetalflora unerwünscht und muss bekämpft werden. Seit jeher hat der Mensch die Unkräuter bekämpft mit immer wirkungsvolleren Massnahmen: Zuerst durch das Sortieren der Samen, später durch die Verwendung von Herbiziden, welche gewisse Unkräuter ausgerottet haben. Die Segetalflora, die im 19. Jahrhundert, je nach Region, aus 110 bis 140 Arten bestand, geht stark zurück. Heute sind 40% der Ackerwildkräuter in Europa verschwunden oder am Verschwinden (Marzio & Jolivet 1997).

Ausser der Verwendung von *Herbiziden*, um sie direkt zu eliminieren, fördert die Erhöhung der *Stickstoffdüngung* die Dominanz der kultivierten Arten und bedroht die Begleitflora von mageren Böden (Kuchen *et al.* 1999). Weiter trägt die *Saatgutreinigung* zum Verschwinden jener Arten bei, deren herkömmliche Verbreitungsart die Vermischung mit dem Saatgut der kultivierten Pflanzen ist. Mit dem quasi *Verschwinden von gewissen Kulturen*, wie z.B. dem Lein, verschwindet auch die Segetalflora, die mit dieser Kultur verbunden war. Die *erhöhte Saatedichte* bedroht ebenfalls die Arten mit hohem Lichtbedarf. Die *Zunahme der Herbstsaat* und der *Saat von frühreifen Sorten* führt zu einer starken Konkurrenz für die im Frühjahr keimenden Arten und die Arten, welche spät versamen. Ebenso hindert die *rasche Stoppelbearbeitung* nach der Ernte die späten Arten am Versamen.

Deswegen tragen die Einführung von besonderen Bewirtschaftungsmassnahmen in den Getreidekulturen, insbesondere der Verzicht auf die Unkrautbekämpfung und reduzierte Düngung (Ackerrandstreifen), sowie die Einführung von ökologischen Ausgleichsflächen, wie die Bunt- und Rotationsbrachen, in grossem Masse zur Erhaltung der Segetalflora bei.

### 2.3.5.3 Vögel

Die Auswirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Vögel wurde intensiv studiert. In der Schweiz hat insbesondere die Vogelwarte Sempach eine grosse Expertise auf dem Gebiet. In der Regel werden 42 Arten als Indikatoren in der Kulturlandschaft verwendet. Die Verfügbarkeit von Nahrung (Wirbellose, Samen) und geeigneten Nistplätzen ist eine unerlässliche Bedingung für die Erhaltung der Arten. In den Kulturlandschaften werden diese Bedingungen für die Mehrheit der Arten in den halbnatürlichen, natürlichen oder sehr extensiv bewirtschafteten Habitaten erfüllt. Obschon die Kulturen den Vögeln während bestimmten Perioden des Jahrs einen schönen Teil der Nahrung liefern können, sind sie leider zum Nisten wenig geeignet aufgrund der zu grossen Häufigkeit von *Störungen* (Henderson *et al.* 2000, Crocker *et al.* 2002).

Wie andere, typische Arten des offenen Ackerlands ist das Rebhuhn (*Perdix perdix*) ein Symbol für die Beeinträchtigung der Vögel durch die moderne Landwirtschaft. Zu Beginn des

20. Jahrhunderts war das Rebhuhn in Europa weit verbreitet und häufig. Ab den 50er Jahren bis zum heutigen Tag ist der Rebhuhnbestand in der Schweiz von 10'000 auf einige wenige Individuen geschrumpft (Jenny *et al.* 2005). Wie für viele andere Arten sind die Gründe für diesen Rückgang das Verschwinden von *kleinstrukturierten Ackerparzellen* und von *krautigen Flächen*, sowie des *Mosaiks von Biotopen* und von kleinen Strukturen, wie die *Niederhecken*, *ungeschnittene Krautstreifen*, *ungenutzte Ränder*, *Gräben* oder *Brachen*.

Wegen ihrer Wirkung auf die Nahrungsquellen ist der Einsatz von *Herbiziden* und *Insektiziden* für die Vögel besonders verhängnisvoll, insbesondere für die Nestlinge und Jungvögel, deren Mortalität dadurch stark steigt. In Graslandhabitaten sind die *zu kurzen Nutzungsintervalle* die Hauptgründe für den Artenschwund.

Eine angepasste Bewirtschaftung der Kulturen ermöglicht den Vögeln vor allem Nahrung zu finden. Die Gestaltung der Landschaft, welche den halbnatürlichen Habitaten grossen Platz einräumt, erlaubt eine Vielfalt an Vögeln.

#### **2.3.5.4 Säugetiere (Kleine Säugetiere)**

Zu den Kleinsäugetern Mitteleuropas, welche typisch für Offenlandhabitats und Agrarökosysteme sind, gibt es nur wenig Literatur.

Allgemein wird von den Kleinsäugetern das Dauerwies- und -weideland gegenüber dem Ackerland inklusive Kunstwiesen bevorzugt. Dies gilt vor allem für die Wühlmausarten, sowie ihre Räuber.

Die Attraktivität des Dauergraslandes für Kleinsäuger nimmt mit zunehmender Nutzungsintensität ab. Entsprechend sind extensiv genutzte Wiesen und Weiden sowie Streueflächen besonders wertvolle Lebensräume für Kleinsäuger. Sie ermöglichen auch einen guten Aufbau von Räuberpopulationen (Greifvögel, Mauswiesel, Hermelin). Ausserordentlich negative Wirkungen auf die Räuber von Kleinsäugetern hat der Einsatz von vergifteten Ködern (Bromadiolone), ebenso ihre direkte Bekämpfung durch *Fallen* oder *Vergasung*.

Ebenfalls wichtige Kleinsäuger-Habitats sind Hecken und Gehölze, Ackerland-Brachen, Ruderalflächen, Wassergräben, Trockenmauern sowie Stein- und Asthaufen, Hochstamm-Feldobst-Baumanlagen, Einzelbäume sowie Feldränder. Sie dienen als Rückzugsmöglichkeit, wenn die landwirtschaftlichen Flächen bewirtschaftet werden, als Winterquartier oder als Vernetzungselement zu anderen Habitats.

Im Ackerland werden wegen dem regelmässigen Pflügen die Gangsysteme der Kleinsäuger immer wieder zerstört, was das Vorkommen erschwert. Die am wenigsten attraktiven Kulturen sind Ansaatwiesen, Mais, Sommergetreide sowie Zucker- und Futterrüben. Andere Ackerkulturen, wie Wintergetreide, Zwischenfutter, Körnerleguminosen, Ölfrüchte oder Kartoffeln bieten den Kleinsäugetern Futter im Winter, Samen oder Deckung und gelockerten Boden. Insgesamt sind die Ackerkulturen keine geeigneten Habitats für die Kleinsäuger.

#### **2.3.5.5 Amphibien**

In internationalen Zeitschriften finden sich wenige Arbeiten zur Bedeutung von landwirtschaftlichen Habitats für die Amphibien.

Landwirtschaftliche Ökosysteme spielen für das Bestehen der Amphibien durchaus eine Rolle. Allgemein sind in den Kulturlandschaften die Drainage der feuchten Lebensräume sowie das Auffüllen der Gräben, die Wasser führen könnten, schädigende Tätigkeiten für die Amphibien. Von allen Habitats des Agrarökosystems ist der ökologische Ausgleichsflächen-Typ 11 „Wassergraben, Tümpel, Teich“ (ÖAF, SRVA/LBL 2004) am bedeutsamsten, weil er als Einziger den ganzen Lebenszyklus von Amphibien ermöglicht. Denn, während sich die Larven in aquatischen Lebensräumen entwickeln, leben die Adulten in terrestrischen Lebensräumen. Ebenfalls wichtig sind die Naturschutzbiotope. Bei den ökologischen Ausgleichsflächen sind die

Summe der ÖAF-Fläche, die Streueflächen, die Hecken und Gehölze, die Stein- und Asthaufen, die Waldweiden sowie die Anzahl von ÖAF-Typen wichtig. Weitere Habitate, die für die Amphibien von Bedeutung sind, sind extensivgenutzte Naturwiesen und Weiden, Ruderalflächen und Trockenmauern. Positive Auswirkungen auf das Vorkommen von Amphibien in ökologischen Ausgleichsflächen ergeben sich durch die extensive Beweidung der Flächen. Negative Wirkungen haben bei Schnittnutzungen *Rotationsmäherwerke* und die Aufbereiter sowie eine *tiefe Schnitthöhe* und bei Beweidung entsprechend die *Weidepflege* nach dem Weidegang. Bei den Habitatstypen, für welche Düngung erlaubt ist, wirkt sich die *mineralische* und *organische N-Düngung* negativ aus. Für die Amphibienlarven (aquatische Lebensphase) ist vor allem die Intensität der Düngung negativ. Ganz generell hat der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln eine sehr negative Wirkung auf die Amphibien (Davidson *et al.* 2002, Relyea 2005).

Im Grasland sind grundsätzlich extensiv bewirtschaftete Flächen feuchter Ausprägung für die Amphibien wertvoll, weil sie mehr Beutetiere beherbergen als intensive Flächen. Es sind dies daher in erster Linie die extensiven Weiden und Naturwiesen, welche bereits unter ÖAF erwähnt wurden. Bewirtschaftungsmassnahmen, welche für Amphibien positiv sind, sind eine extensive Beweidung (Anzahl Nutzungen, Besatzdichte) sowie der Verzicht auf Pflegemassnahmen nach der Beweidung. Negativ auf das Vorkommen von Amphibien im Grasland wirken sich das intensive Nutzen, das Mähen mit Rotationsmäherwerken sowie eine tiefe Schnitthöhe aus. Ebenfalls negative Folgen für das Vorkommen hat die mineralische und organische N-Düngung in Abhängigkeit ihrer Intensität (Menge und Häufigkeit). Für beide Kategorien, Schnitt und Düngung, sind besonders Massnahmen im frühen Frühjahr und ab Juni kritisch. Für die aquatische Lebensphase gilt bezüglich der Düngung das Gleiche. Zusätzlich ist der Einsatz von Herbiziden negativ.

Ackerlandflächen sind keine Lebensräume für Amphibien. Dennoch werden ihre Randbereiche, sofern sie an ein Graslandhabitat feuchter Ausprägung grenzen von Adulten und Jungtiere für den Beutefang genutzt. Ansonsten werden sie im frühen Frühjahr von den Adulten bei der Anwanderung zum Laichgewässer sowie von den Adulten und den Jungtieren ab Juni bei der Abwanderung vom Gewässer durchquert. Besonders negative Bewirtschaftungsmassnahmen im Ackerbau sind wendende Bodenbearbeitungen im Frühjahr sowie die mineralische und organische N-Düngung im selben Zeitraum. In der aquatischen Lebensphase sind der Pflanzenschutz (Menge, Zeitpunkt, Häufigkeit) und die mineralische und organische Düngung besonders negativ.

### **2.3.5.6 Landschnecken (Gehäuse- und Nacktschnecken)**

Über die Bedeutung von landwirtschaftlich genutzten Habitaten und ihre Auswirkungen auf Schnecken gibt es sehr wenig Literatur.

Allgemein reagieren Schnecken empfindlich auf Störungen, insbesondere auf *Bodenverdichtungen*. Folglich können Schnecken gut herangezogen werden, um Aussagen über die Geschichte der Landnutzung zu machen. Künstliche, neu geschaffene Flächen (ÖAF, Naturschutz) müssen sich von den Störungen erholt haben, bevor sie von den Schnecken wiederbesiedelt werden können, was ein langwieriger Prozess ist. Hingegen können ein paar Quadratmeter eines ungestörten Habitats reichen, um das Überleben einer Art zu sichern.

Naturschutzbiotope, wie auch die ökologischen Ausgleichsflächentypen Hecken und Gehölze, Wassergräben, Ruderalflächen sowie Ast- und Steinhaufen sind wertvolle Habitate für die Schnecken, solange sie nicht massiv gestört werden. Das Grasland ist je nach Habitattyp von unterschiedlicher Bedeutung für die Schnecken: Kunstwiesen bestehen zuwenig lange, um von Gehäuseschnecken wiederbesiedelt zu werden. Hingegen sind extensive Wiesen und Streueflächen wertvolle Habitate für die Schnecken. Auch extensive Weiden, wenig intensive Naturwiesen und Dauerwiesen sind Lebensräume von Schnecken.

Arten mit hohem Naturschutzwert (Rote Liste) sowie stenöke Arten kommen im Offenland nur in den Habitaten extensive feuchte und trockene Naturwiese und Streuwiesen vor. Rote-Liste-Arten, welche in den mageren Naturwiesen leben, sind *Chondrula tridens*, *Jaminia quadridens*, *Zebrina detrita* (alle in trockenen Wiesen), *Vallonia enniensis* und *Vertigo angustior* (beide in feuchten Wiesen). Streuwiesen können eine oder mehrere Windelschnecken-Arten beherbergen (*Vertigo moulinsiana* und *V. antivertigo*), welche auf der Roten Liste aufgeführt sind. Im Grasland haben vor allem die *Düngung* (Art, Menge, Häufigkeit), bei den Weiden die *Besatzdichte* und die Tierart sowie bei den Wiesen die *Anzahl der Nutzung* eine negative Wirkung auf die Artenzahl. Die Ursachen hierfür sind noch wenig erforscht. So wird beispielsweise vermutet, dass Mähen bei feuchtem Boden diesen stärker verdichtet, wodurch viele Bodenspalten und Gänge zerstört werden, die als Aufenthaltsort von Schnecken dienen.

Das Ackerland ist grundsätzlich artenarm, da der Boden regelmässig in unterschiedlichem Ausmass gestört wird. In Ackerkulturen sind nur Nacktschnecken mit meist zwei bis drei, maximal sechs Arten präsent, die wegen ihrer grösseren Beweglichkeit regelmässig aus umliegenden Flächen zuwandern können. Insgesamt ist das Ackerland kein Lebensraum für Schnecken, entsprechend kann man hier nicht von unterschiedlichen Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmassnahmen sprechen.

### 2.3.5.7 Spinnen

Die Spinnen, welche ausschliesslich räuberisch leben, wurden in den Agrar-Ökosystemen intensiv untersucht, wodurch ihre Rolle als Regulatoren der Schädlingspopulationen nachgewiesen werden konnte. Sie kommen in allen Kulturen und bei allen Bewirtschaftungsweisen vor, von den obersten Zentimetern des Bodens bis hinauf in die Baumkronen. Ihre sehr breite Verteilung, sowohl klein- als auch grossräumig, machen sie zu einem interessanten Indikator der Kulturlandschaften.

Die Ackerkulturen verfügen über eine Basisgemeinschaft von ca. 20 Spinnenarten, die sich mit geringfügigen Änderungen durch ganz Europa hindurch wiederfindet (Luczak 1979, Blick *et al.* 2000). Diese Gemeinschaft wird lokal durch weitere Arten ergänzt und erreicht so beispielsweise in Weizenkulturen mehr als 60 Arten. Jährlich besiedeln die Spinnen die Kulturen nach der Ernte von den benachbarten Lebensräumen aus (Luczak 1979). Die Besiedlung der Parzellen erfolgt sowohl am Boden, wie durch die Luft. Gewisse Spinnenarten werden durch Luftströmung über weite Distanzen mitgerissen - dank einem Spinnenfaden, den sie absondern. Diese Art der Fortbewegung (ballooning) erlaubt diesen Spinnenarten die rasche Wiederbesiedlung von gestörten Lebensräumen, wie die Ackerkulturen.

Die *Anwendung von Pflanzenschutzmitteln*, insbesondere von *Insektiziden* zerstört die Spinnengemeinschaften, besonders bei wiederholter Anwendung oder hoher Dosis. Studien haben gezeigt, dass Spinnen gegenüber Organophosphaten und Pyrethrinoiden toleranter sind, als gegenüber Organochloriden. Da Spinnen räuberisch leben, führt der Rückgang der Menge an Beute nach einem Pflanzenschutzmitteleinsatz zu einem Rückgang ihrer Population.

Die Populationen der Ackerkulturen werden durch *die Bodenbearbeitung* reduziert, da diese zum Teil ihr Habitat teilweise zerstört. Durch *die Ernte* verschwindet das Habitat der Spinnen vollständig, vor allem wenn die Ernterückstände abgeführt werden. Um zu überleben und um die Kultur zu einem günstigeren Zeitpunkt wieder zu besiedeln, müssen die Spinnen in benachbarte Habitate abwandern (Luczak 1979, Marc *et al.* 1999).

*Die Mahd* und *die Beweidung* beeinflussen die Gemeinschaft der Spinnen in den Graslandhabitaten stark durch die strukturellen Veränderungen des Lebensraums. Insbesondere können sich Arten mit besonderen Ansprüchen an die Struktur bei einer hohen Schnitthäufigkeit oder einer sehr intensive Beweidung nicht etablieren.

In den Ackerkulturen kann die negative Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Spinnengemeinschaften durch den moderaten Einsatz, die optimale Selektivität und die

Anwendung zum richtigen Zeitpunkt verringert werden. In den Graslandhabitaten ermöglicht die extensive Bewirtschaftung vielfältige Strukturen, welche eine artenreiche Spinnengemeinschaft fördern. Die Gestaltung der Landschaft, welche den halbnatürlichen Habitaten (dienen als Refugien und permanente Habitats) viel Platz belässt, trägt stark zur Vielfalt der Spinnen bei.

#### **2.3.5.8 Laufkäfer**

Die Laufkäfer sind eine in den Agrar-Ökosystemen besonders gut untersuchte Artengruppe, unter anderem weil sie als Prädatoren in der biologischen Schädlingsbekämpfung eine Rolle spielen. Dies, obschon Studien zu ihrer Ökologie gezeigt haben, dass sie polyphag sind (Luff 1987). Die Laufkäfer kommen in allen Kulturen und bei allen Bewirtschaftungsweisen vor. Sie leben vorwiegend an der Bodenoberfläche (Adulte) oder in den obersten Zentimeter des Bodens (Adulte, Larven). Durch direkte Wirkungen auf den Lebensraum oder durch Veränderung der abiotischen Bedingungen (Temperatur, Feuchtigkeit, Licht) desselben bestimmen die angebauten Kulturen und ihre Bewirtschaftung unterschiedliche Gemeinschaften.

In den Ackerkulturen erkennt man eine Basisgemeinschaft, die je nach Region variiert, aber die immer ca. 30 Arten enthält (Luff 2002). *Die Bodenbearbeitung* beeinflusst die Fauna der Laufkäfer, wobei pfluglose Anbausysteme die artenreichsten sind (Kromp 1999). *Die Fruchtfolge* fördert oder verringert den Artenreichtum, je nach Kultur und Zeitraum des Anbaus (Holland 2002b). *Die Ernte* ist in besonderem Masse schädlich, da das gesamte Habitat verschwindet. Das Überleben der Arten ist dann stark an ihre Fähigkeit gebunden die Kultur rasch zu verlassen und Schutz in den benachbarten Strukturen zu finden. Das *Ausbringen von Insektiziden* und *Fungiziden* verringert die Vielfalt und Abundanz der Laufkäfer direkt, wie auch mittel- bis langfristig indirekt durch die Reduktion der Fruchtbarkeit der Weibchen als Folge des Nahrungsmangels (Thiele 1977, Pfiffner *et al.* 1995). Die Anwendung von *Herbiziden* verändert die mikroklimatischen Bedingungen durch die Eliminierung der Begleitflora, was zu einer Verarmung der Laufkäferfauna führt Holland (Luff 1987, Kromp 1999, Holland 2002a).

In den Graslandökosystemen sind *die Mahd* und *die Beweidung* entscheidende Faktoren. Deren Intensivierung führt zu einer Vereinheitlichung der Vegetation, was Veränderung der Bodenstruktur und der Feuchtigkeit zur Folge hat, die wiederum negativ für die Vielfalt der Laufkäfer ist (Tietze 1985).

Wie für die Spinnen sichern eine angepasste Bewirtschaftung der Kulturen und die Gestaltung der Landschaft, die den halbnatürlichen Habitaten (dienen als Refugien und permanente Habitats) viel Platz einräumt, die Vielfalt der Laufkäfer.

#### **2.3.5.9 Tagfalter**

Als Herbivoren sind die Tagfalter in verschiedenen Entwicklungsstufen von Pflanzen abhängig. Gemäss Schneider & Walter (2001) nutzen 80% der Arten die landwirtschaftlichen Flächen. Grundsätzlich stellen die Ackerkulturen wenig interessante Lebensräume für die Tagfalter dar, da die Wirtspflanzen, die für ihren Entwicklungszyklus notwendig sind, in der Regel fehlen. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere von Insektiziden, ist nicht nur in der Kultur selbst, sondern auch in den Rändern und durch Abdrift in den benachbarten Biotopen schädlich.

In den Graslandhabitaten sind das Verschwinden der Wirtspflanzen als Nahrungsgrundlage der Raupen und Adulten der entscheidende Faktor für deren Absenz. Die wenig mobilen (Raupen) und immobilen Entwicklungsstadien (Eier, Puppen) sind direkt mechanisch durch *die Mahd*, *die Ernte* und *die Beweidung* betroffen. In Bezug auf die Mähtechnik stellt die Mahd mit Balkenmähwerk und mit Rotationsmähwerk ein kleines Schadensrisiko dar. Das Mulchgerät hingegen ist sehr schädlich (Löbber *et al.* 1994). Die mikroklimatischen Bedingungen, welche durch die Mahd und die Düngung gestört werden, induzieren ebenfalls Veränderungen in der Artenzusammensetzung (Tremmel-Trattning 1992). Folglich führt eine extensive Nutzung von

Mähwiesen (reduzierte Anzahl Schnitte, keine Düngung) zum höchsten Artenreichtum von Tagfaltern (Erhardt 1985).

Die Erhaltung und Integration von verschiedenen, extensiv bewirtschafteten Biotopen, sowie einer zeitlich und räumlich verteilten Mahd und Beweidung sind notwendige Voraussetzungen für das Vorkommen von Tagfaltern in der Kulturlandschaft. Aus diesem Grund sind die extensiven Wiesen und Weiden sowie die Buntbrachen potentiell interessante Lebensräume für Tagfalter.

### **2.3.5.10 Heuschrecken**

Die Heuschrecken werden in zwei grosse Ordnungen eingeteilt: die Ensifera (Laubheuschrecken, Grillen) und die Caelifera (Feldheuschrecken). Die Ersten ernähren sich herbivor und karnivor, während die Zweiten herbivor sind. Die Heuschrecken sind hauptsächlich von landwirtschaftlichen Tätigkeiten im Grasland betroffen. In Europa besetzen die Heuschrecken die Ackerflächen nur sehr wenig als Habitat. Daher haben Aktivitäten auf diesen Flächen nur eine sehr marginale Wirkung auf die Heuschrecken.

In der Schweiz leben 80% der Arten ausschliesslich oder teilweise in landwirtschaftlichen Flächen (Walter & Schneider 2001). Wie für die anderen Insekten sind die abiotischen Faktoren, welche durch den Standort bestimmt sind, wie die Temperatur und der Feuchtigkeitsgrad, für ihre Entwicklung entscheidend. Insbesondere Böden mit einer hohen Sonneneinstrahlung haben eine für die Entwicklung günstige Temperatur (van Wingerden *et al.* 1992). In der Kulturlandschaft sind diese Faktoren stark von der Bewirtschaftungsweise abhängig.

Die entscheidenden Bewirtschaftungsaktivitäten für die Heuschrecken sind *die Mahd* und *die Beweidung* mit ihrer Häufigkeit und den Bewirtschaftungszeitpunkten (Ingrisch & Köhler 1998). Mit der Erhöhung der Anzahl Schnitte nimmt die Diversität der Arten ab, wobei die einschürige Mähwiese die artenreichste ist (Oppermann *et al.* 1987). Der Herbst ist die Periode, in der die Mahd am wenigsten schädlich ist, da zu diesem Zeitpunkt die Mehrheit der Arten ihre Eier bereits in den Boden gelegt hat. Die Mähtechnik ist ebenfalls wichtig, weil ein Balkenmäherwerk im Vergleich mit einem Rotationsmäherwerk, insbesondere wenn es durch einen Aufbereiter ergänzt ist, geringere Schäden verursacht (Oppermann & Krismann 2001). Die extensive Beweidung führt zu einer grossen Heterogenität der Strukturen, was einer hohen Artenvielfalt der Heuschrecken förderlich ist. Wie für die Mahd führt die Erhöhung der Intensität, hier durch eine hohe Besatzdichte, zu einer Verarmung der Diversität (Detzel 1991). Obschon wenig untersucht, hat der Einsatz von Pflanzenschutzmittel, insbesondere von Insektiziden, mit hoher Wahrscheinlichkeit eine negative Wirkung.

Wie für die Tagfalter können der Erhaltung und die Integration von extensiv bewirtschafteten Biotopen sowie eine räumlich und zeitlich verteilte Mahd und Beweidung zur Vielfalt der Heuschrecken beitragen. Aus diesem Grund sind die extensiven Wiesen und Weiden potentiell interessante Lebensräume für die Heuschrecken.

### **2.3.5.11 Bienen und Hummeln (Hymenopteren)**

Die Bedeutung von Habitaten im landwirtschaftlich genutzten Raum für Bienen ist relativ gut untersucht, ebenso die Auswirkungen landwirtschaftlicher Tätigkeiten auf dieselben.

Wildbienen stellen zwei Hauptansprüche an ihren Lebensraum: Er muss die geeigneten Futterpflanzen beherbergen und er muss passende Nistplätze bieten. Damit eine Art in einem Gebiet überleben kann, müssen ihre Pollenquellen und das Nistsubstrat – resp. bei den Kuckucksbienen die Wirtsnester - innerhalb ihrer Flugreichweite sein. Die Flugreichweite wiederum ist von Art zu Art verschieden und hängt u.a. von der Körpergrösse ab. Die maximale Reichweite für kleine Arten liegt bei 50m bis 100m und erhöht sich auf einige hundert Meter für grosse Arten und erreicht wenige Kilometer für die Hummeln und Honigbienen. Um eine hohe

Artenzahl im landwirtschaftlichen Raum beherbergen zu können ist eine grosse Anzahl von verschiedenen naturnahen Habitaten mit möglichst grosser Fläche vorteilhaft.

Bei den Typen der ökologischen Ausgleichsflächen (ÖAF) sind vor allem die extensiven Naturwiesen, die extensiven Weiden und Ruderalflächen von grosser Bedeutung. Wichtig sind auch die Naturschutzbiotope, sowie die wenig intensiven Naturwiesen, die Streueflächen, die Wassergräben und die Buntbrachen. Weitere wichtige Habitats sind die Hochstamm-Feldobstbäume, die Ackerschonstreifen und die Hecken. All diese Lebensräume bieten den Bienen sowohl Futter, wie auch Nistplätze.

Graslandhabitats (inkl. ÖAF) sind wichtig für die Bienen, weil sie vor allem Pollenquellen (krautige Pflanzen) und teilweise auch Nistplätze (lückige Stellen am Boden) für die Bienen bieten. Insbesondere gibt es, ausser bei den Ansaatwiesen, keine wendende Bodenbearbeitung, welches den bodennistenden Arten die erfolgreiche Brutaufzucht erst ermöglicht. Innerhalb des Graslands sind vor allem die extensiven und wenig intensiven Flächen als Habitat wertvoll.

Bewirtschaftungsmassnahmen, welche sich positiv auf die Artenzahl der Bienen im Grasland auswirken, sind bei Wiesen und Weiden keine oder eine extensive Nutzung sowie bei Weiden eine geringe Besatzdichte, das Rind als Weidetier und der Verzicht auf die Weidpflege. Negativ auf die Artenzahl wirken sich bei Wiesen und Weiden die *intensive Nutzung*, die *Nutzung im Frühjahr* sowie der Einsatz von *Rotationsmähdwerken* aus, bei Weiden noch zusätzlich eine hohe Besatzdichte, die Tierarten (z.B. Schafe, Ziegen, Pferde) sowie die *Weidpflege*.

Im Ackerland sind die Buntbrachen, Ackerschonstreifen und Ränder die bedeutendsten Habitats, weil es sich um wenig(er) gestörte, krautig-grasige Flächen handelt. Die ersten beiden werden auch als Nisthabitats genutzt. Von den Kulturen haben das Zwischenfutter (wegen dem Anbau von Leguminosen), die Ölfrüchte (besonders Raps) sowie Wintergetreide (wegen den Ackerwildkräutern) als Futterquelle eine gewisse Bedeutung. Als Nisthabitats sind die Ackerkulturen ungeeignet, da regelmässig eine Bodenbearbeitung stattfindet und der Boden durch die wachsende Kultur beschattet wird. Entsprechend nisten Bienen nicht im Ackerland. Insgesamt ist das Ackerland für die Bienen von untergeordneter Bedeutung.

Eine für die Bienen positive Bewirtschaftungsmassnahme in Ackerkulturen ist die Einsaat von Leguminosen-Gräser-Mischungen in die abreifende Kultur. Negativ wirken sich der Einsatz von *Insektiziden* sowie der starke Einsatz von *Herbiziden* aus.

### **3 Inventar (Sachbilanz) der Habitats und landwirtschaftlichen Aktivitäten**

#### **3.1 Einleitung**

Um die Wirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität bewerten zu können, wurde eine Liste der Inventardaten erstellt. Diese Liste beruht auf dem Inventar der betrieblichen Ökobilanz, definiert gemäss Rossier & Gaillard (Rossier & Gaillard 2001) sowie aktualisiert durch Nemecek *et al.* (2004). Für unsere Methode wurde diese Liste ergänzt um Aktivitäten des Betriebsleiters, die typischerweise eine Verbindung zur Biodiversität haben.

Zwei grundlegende Bestandteile der Biodiversität sind direkt durch die landwirtschaftlichen Aktivitäten in der Kulturlandschaft beeinflusst:

- (1) Die Landbedeckung: bewirtschaftete Flächen, natürliche und halbnatürliche Lebensräume<sup>1</sup> ;
- (2) Die Intensität der Landnutzung: Art und Technik der Nutzung, Quantität der Inputs.

### 3.1.1 Landbedeckung

Die Kultur- und Habitattypen repräsentieren sehr verschiedene Agrarökosysteme und Ökosysteme in Bezug auf Permanenz und Funktion. Die Ackerkulturen sind temporäre Agrarökosysteme, in welchen rasche und endgültige Veränderungen stattfinden, ganz im Gegensatz zu den Dauerkulturen, wie es das Grasland (mit Ausnahme der Ansaatwiesen) darstellt. Diese beiden Typen der Agrarökosysteme dienen der Produktion. Die natürlichen und halbnatürlichen Lebensräume, welche häufig als ökologische Ausgleichsflächen (ÖAF) angemeldet sind, haben prinzipiell eine andere Funktion, nämlich die des Refugium für die Wildflora und -fauna, für welche die Agrarökosysteme ungeeignete Lebensräume sind. Die Art der Landbedeckung ist für die Biodiversität ein bestimmender Faktor.

### 3.1.2 Intensität der Landnutzung

Jede Kultur und jeder halbnatürliche Lebensraum unterliegt einer Intensität der Landnutzung und/ oder einem Unterhalt, der sehr extensiv oder gar nicht vorhanden sein kann (Naturschutzgebiete), oder sehr intensiv mit einer grossen Spanne von Möglichkeiten zwischen diesen beiden Extremen. Die Nutzungsarten und die landwirtschaftlichen Techniken, sowie die Menge der Inputs (Produktionsmittel) sind Faktoren, welche erlauben die verschiedenen Landnutzungstypen aufgrund ihrer Wirkung auf die Biodiversität zu unterscheiden. In dieser Methode wird einzig die Intensität der Landnutzung, welche direkt dem Einfluss des Landwirts unterliegt, betrachtet. Die Drainage ist als Einflussfaktor nicht berücksichtigt.

## 3.2 Zusammenstellung des Inventars

Um die Arbeit der Charakterisierung (siehe §4.3) zu vereinfachen sind die Inventardaten nach Landbedeckung und Intensität der Landnutzung geordnet (Tabelle 4). Die Landbedeckung ist unterteilt in **Habitat – Niveau I und II** (Untertypen). Die Intensität der Landnutzung wird aufgeteilt in drei Kategorien, **Bewirtschaftungskategorien I bis III**, wobei Kategorie III der Detailstufe der Bewirtschaftungskategorie und der Pflege entspricht. Jeder detaillierten Kategorie der Bewirtschaftung und des Unterhalts sind die **Optionen**, die der Landwirt bei der Bewirtschaftung einer Kultur oder dem Unterhalt eines Habitats hat, zugeordnet. Die Optionen wurden gemäss der schweizerischen Landwirtschaft und Gesetzgebung festgelegt. Sie sind nicht ohne Anpassung auf andere Regionen und Länder übertragbar.

Tabelle 4: Aufgliederung der Landbedeckung und der Intensität der Landnutzung in Typen und Untertypen.

Landbedeckung : Habitat		Intensität der Landnutzung : Bewirtschaftungskategorien			
Niveau I	Niveau II	Kategorie I	Kategorie II	Kategorie III	Optionen der Kat. III
Ackerkulturen	verschiedene Typen der Ackerkulturen	Z.B.: Düngung, Pflanzenschutz	Z.B.: Art des Düngers, Typ des Pflanzschutzmittels	Z.B.: Anwendungzeitpunkt	April, Mai, Juni, etc.

<sup>1</sup> Auf der LN sind sie hauptsächlich durch die ökologischen Ausgleichsflächen (ÖAF) vertreten.

Grasland	verschiedene Typen des Graslands	Z.B.: Düngung, Schnitt	Z.B.: Art des Düngers	Z.B.: Düngermenge, Schnittzeitpunkt	Intensive Wiese, extensive Wiese, etc. April, Mai, Juni, etc.
halbnatürliche Lebensräume	Ökologische Ausgleichsflächen : Hecken, Extensive Wiesen Typ 1, etc.	Z.B.: Dünger, Schnitt, Pflanzenschutz	Z.B.: Art des Düngers	Z.B.: Anwendungzeitpunkt, Schnittzeitpunkt	April, Mai, Juni, etc.
Naturschutzflächen	Naturschutzflächen	Keine Details zur Bewirtschaftung			

In unserer Methode sind vier Haupt-Typen der Landbedeckung definiert (Habitat - Niveau I, Tabelle 4), die ihrerseits in insgesamt 32 Untertypen (Habitat – Niveau II, Tabelle 5) unterteilt sind. Die Intensität der Landnutzung ist in drei Stufen gegliedert: Von der größten Kategorie (Bewirtschaftungskategorie I) bis zur detailliertesten Kategorie (Bewirtschaftungskategorie III, vollständige Liste im Anhang 1).

Aus Platzgründen sind die Optionen der Bewirtschaftungskategorie III nicht aufgelistet. Die gesamte Tabelle mit den verschiedenen Landbedeckung und verschiedenen Intensitäten der Landnutzung umfasst rund 3120 Zeilen.

Die auf diese Weise erfassten und klassifizierten, landwirtschaftlichen Tätigkeiten werden den Indikator-Gruppen zur Ermittlung ihrer Wirkung gegenübergestellt (siehe §4).

Das Inventar wird für die Ackerkulturen durch die Rubriken zur Fruchtfolge und zur Dauer der Bodenbedeckung der Kulturpflanzen während eines Jahres vervollständigt. Bei den halbnatürlichen Habitaten wird die Bedeutung der Vernetzung und damit die Bedeutung der räumlichen Anordnung in einer weiteren Rubrik erfasst.

Tabelle 5: Landbedeckung, berücksichtigte Typen (Habitat – Niveau I) und Untertypen (Habitat – Niveau II) in der Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität in Ökobilanzen.

Habitat – Niveau I	Habitat – Niveau II
Ackerkulturen	Sommergetreide
	Wintergetreide
	Mais
	Kartoffeln
	Ansaatwiesen
	Zucker- / Futterrüben
	Körnerleguminosen
	Ölfrüchte
	Zwischenfutter
	Gründüngung
	Ränder (nicht ÖAF)
Grasland	wenig produktive Dauerwiesen (z.B. ÖAF-Typ 1 und 4)(10-65 dt TS/ha) <sup>1</sup>
	mittelproduktive Dauerwiesen (35-100 dt TS/ha) <sup>1</sup>
	hochproduktive Dauerwiesen (55-135dt TS/ha) <sup>1</sup>
	wenig produktive Weiden (z.B. ÖAF-Typ 2)(17.5-50 dt MS/ha) <sup>1</sup>
	mittelproduktive Weiden (30-85 dt MS/ha) <sup>1</sup>
	hochproduktive Weiden (70-100 dt MS/ha) <sup>1</sup>
	Ränder (nicht ÖAF)
Halbnatürliche Lebensräume (ÖAF)	Waldweiden ÖAF-Typ 3
	Streuflächen ÖAF-Typ 5
	Ackerschonstreifen ÖAF-Typ 6
	Buntbrache ÖAF-Typ 7A
	Rotationsbrache ÖAF-Typ 7B
	Hochstamm-Feldobstbäume ÖAF-Typ 8
	Einheimische, standortgerechte Einzelbäume, Alleen ÖAF-Typ 9
	Hecken, Feld- und Ufergehölze ÖAF-Typ 10
	Wassergraben, Tümpel, Teich ÖAF-Typ 11
	Ruderalfläche, Steinhäufen, -wälle ÖAF-Typ 12
	Trockenmauer ÖAF-Typ 13
	Unbefestigter, natürlicher Weg ÖAF-Typ 14
Weitere ökologische Ausgleichsflächen ÖAF-Typ 16	
Naturschutzflächen	Naturschutzflächen

<sup>1</sup> In Abhängigkeit der Höhenlage.

## 4 Wirkungsabschätzung

### 4.1 Einleitung

Die Abschätzung der Wirkung von landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität wurde aufgrund von Informationen aus der Literatur, Expertenwissen und Daten von Agroscope Reckenholz-Tänikon ART vorgenommen. Für jede einzelne, berücksichtigte landwirtschaftliche Aktivität wurde pro Indikator-Artengruppe mit Hilfe von Fuzzy Logic eine Bewertung (Note) vorgenommen (Abbildung 1). Die Fuzzy Logic bietet sich für die Entwicklung einer solchen Methode an, weil sie die Verwendung von Informationen aus ganz verschiedenen Quellen erlaubt, wie es hier der Fall ist.

Die Bewertung folgt dem in der ISO-Norm 14042 (2000) vorgeschlagenen Vorgehen:

- **Die Klassifizierung**, welche eine Verknüpfung herstellt zwischen einerseits dem Typ der Landbedeckung (Habitat-Typen I und II, siehe §3.2) und der Intensität der Landnutzung (Bewirtschaftungskategorien I, II und III sowie ihre Optionen) und andererseits der Indikator-Artengruppe,
- **Die Charakterisierung**, welche die Wirkung der Intensität der Landnutzung auf die Indikator-Artengruppe quantifiziert,
- **Die Gewichtung**, welche die relative Bedeutung der Typen der Landbedeckung und den verschiedenen Intensitätsstufen der Landnutzung festlegt,
- **Die Aggregation**, welche die Regeln der Gruppierung der Wirkungen festlegt, im Anschluss an die Berechnung der gewichteten Note.

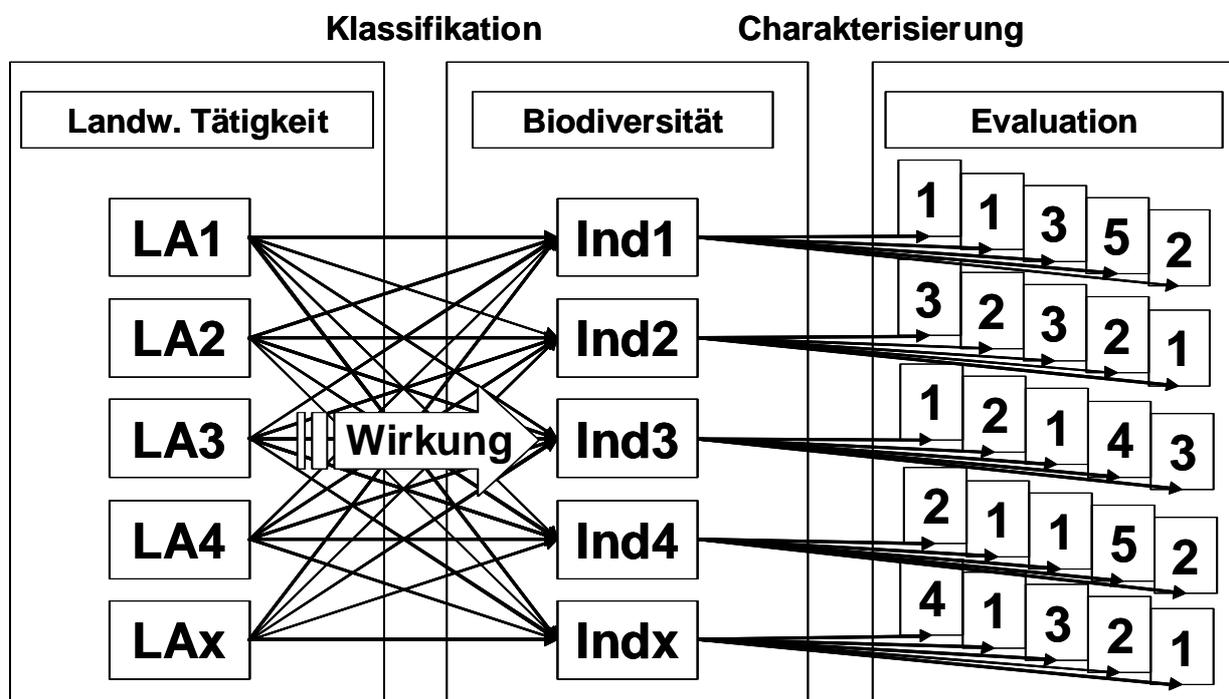


Abbildung 1: Schema des Grundkonzepts für die Entwicklung der Methode. LAx = landwirtschaftliche Aktivität x ; Indx= Indikator x ; 1, 2, 3, etc. = Bewertung der Wirkung auf die Biodiversität.

## 4.2 Klassifizierung

Im Wortschatz der Ökobilanzierung bezeichnet die Klassifizierung die qualitative Zuordnung einer Verknüpfung zwischen einem Eintrag im Inventar (hier: eine landwirtschaftliche Aktivität) und seiner Wirkung auf die Umwelt (hier: eine Indikator-Artengruppe). Die Wirkungskategorie Biodiversität unterscheidet sich von anderen, in den Ökobilanzen bereits gebräuchlichen Wirkungskategorien darin, dass die Wirkung eine direkte Konsequenz der landwirtschaftlichen Aktivität ist, ohne die Zwischenstufe einer Emission. Die Verknüpfung wurde mit Hilfe der in der Literatur gewonnenen Informationen sowie der Konsultation von Experten geschaffen. Entsprechend der nachfolgend beschriebenen Recherchenstrategie wurde für jeden Typ der Landbedeckung (Habitat-Typen I und II, siehe §3.2) die Informationen über die Wirkung der Intensität der Landnutzung (Bewirtschaftungskategorien I, II und III, siehe §3.2) auf jede Indikator-Artengruppe gesammelt.

### 4.2.1 Recherchenstrategie

Die Beurteilung der Auswirkung landwirtschaftlicher Tätigkeiten auf die Indikator-Artengruppen wurde anhand von Informationen aus der Literatur und der Befragung von Experten vorgenommen. Im Vordergrund standen dabei Fachartikel in wissenschaftlichen Zeitschriften, sowie Berichte und Bücher. Um die Forschungsergebnisse aus der Literatur auf die schweizerischen Verhältnisse anwenden zu können, wurde nur Literatur aus der gemässigten Zone der Nordhemisphäre berücksichtigt.

Damit wir einen möglichst umfassenden Überblick über die vorhandenen Informationen gewinnen konnten, mussten wir unsere Suchstrategie entsprechend breit anlegen. Folgende Informationsquellen wurden für die Suche verwendet:

- Suche nach Büchern und Artikeln mittels NEBIS (Netzwerk von Bibliotheken und Informationsstellen in der Schweiz), im Internet mit dem ISI Web of Science® und Suchmaschinen von Journals sowie Google™,
- Interview mit Experten.

Aus Effizienzgründen wurden für jede Indikator-Artengruppe möglichst umfassende und detaillierte Suchbegriffskombinationen aufgelistet, die dann bei jeder Informationsquelle abgefragt wurden.

### 4.2.2 Expertengespräche

Um an Informationen zu gelangen, welche nicht durch Literaturrecherche zugänglich waren, haben wir Expertengespräche durchgeführt. Ein Fragebogen, basierend auf unserer Liste der landwirtschaftlichen Aktivitäten (Inventar), wurde erstellt, jeder Punkt den Experten unterbreitet und mit ihnen diskutiert. Die Gespräche wurden protokolliert.

#### Flora

Andreas Grünig (ART), Bernhard Streit (ART),

#### Vögel

Simon Birrer, Reto Spaar (Schweizerische Vogelwarte Sempach),

#### Säugetiere

Simon Capt (Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, CSCF),

#### Amphibien

Benedikt Schmidt, Silvia Zumbach, Andreas Meyer (Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz, KARCH),

#### Schnecken

Jürg Rüetschi (privates Umweltbüro, Hinterkappeln),

Spinnen

Philippe Jeanneret (ART), Stefano Pozzi (ACW),

Laufkäfer

Philippe Jeanneret (ART), Henryk Luka und Lukas Pfiffner (FiBL), Jacques Derron (ACW),

Tagfalter

Philippe Jeanneret, Thomas Walter (ART),

Heuschrecken

Thomas Walter (ART),

Bienen und Hummeln

Andreas Müller (ETHZ).

### 4.2.3 Resultate der Klassifizierung

Die gesammelten Informationen (ca. 360 Artikel und Bücher wurden berücksichtigt) erlaubten es grösstenteils einen Bezug zur Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten, welche im Inventar (siehe §3) verzeichnet sind, herzustellen. Doch es musste ein beachtlicher Einsatz geleistet werden, um die publizierten Forschungsergebnisse zu übertragen resp. zu interpolieren. Einerseits stimmten die in der Literatur berücksichtigten, landwirtschaftlichen Aktivitäten nicht immer völlig mit dem Inventar überein, insbesondere was die detaillierten Optionen betraf. Es ist beispielsweise schwierig aus der Literatur spezifische Informationen zur Wirkung der zahlreichen, verschiedenen Mineraldüngern zu erhalten. Andererseits sind die Wirkungen einer landwirtschaftlichen Aktivität oft nur für eine eng begrenzte Anzahl von Arten beschrieben. Zum Beispiel sind die Wirkungen der Insektizide auf Laufkäfer und Spinnen vor allem für die Arten, welche zur Nützlingsfauna gehören, untersucht. Vor diesem Hintergrund waren das Wissen und die Einschätzungen der Experten für die Erstellung der Bewertung, die Vervollständigung, Bestätigung oder Entkräftung der in der Literatur gefundenen Resultate unerlässlich.

## 4.3 Charakterisierung

### 4.3.1 Grundsätze der Charakterisierung

Unter Charakterisierung versteht man in der Ökobilanzierung die Quantifizierung des Beitrags eines Inventareintrags zur Umweltwirkung. Diese Charakterisierung wurde im vorliegenden Fall in diskreter Form vorgenommen, d.h. mit Hilfe von Noten gemäss einer definierten Skala und mit einheitlich festgelegten Benotungsgrundsätzen (Fuzzy Logic). Auf der Basis von Literaturangaben und dem Expertwissen wurde für jede Form der Landbedeckung (Habitat-Typ I und II, siehe §3.2) die Wirkung der Landnutzungsintensität (Bewirtschaftungskategorie I, II und III) auf eine gegebene Indikator-Artengruppe für jede definierte Option quantifiziert.

Es wurden ausschliesslich direkte Auswirkungen der Bewirtschaftungsaktivitäten auf die Indikator-Artengruppen bewertet. Die indirekten Wirkungen auf eine bestimmte Indikator-Artengruppe als Folge der Auswirkung der landwirtschaftlichen Aktivität auf eine andere Indikator-Artengruppe wurden nicht berücksichtigt. Beispielsweise wird einzig der direkte, mechanische Effekt der Mahd einer Wiese auf die Tagfalter bewertet und nicht z.B. der Effekt auf eine allfällige erhöhte Prädation auf den Raupen.

Die Charakterisierung erfolgt für die Indikator-Artengruppe, welche durch die betrachtete landwirtschaftliche Tätigkeit betroffen oder potentiell betroffen ist. In diesem Kontext und ganz besonders für die Arthropoden ist die Artengemeinschaft einer bestimmten taxonomischen Einheit, d.h. eine funktionelle Gesamtheit von vernetzten oder nicht vernetzten Arten (Barbault

1992), die am besten geeignete biologische Einheit für die Definition einer Artengruppe. Es ist auch im weiteren Sinne die Gesamtheit von verschiedenen Gilden (verwandte Artengruppen, welche lokal in ähnlicher Weise ähnliche Ressourcen nutzen). Folglich sind bei der Charakterisierung der landwirtschaftlichen Aktivitäten, die beispielsweise in einem Weizenfeld durchgeführt werden, für eine gegebene Artengruppe die Artengemeinschaft des Weizenfelds zu betrachten und nicht jenes des Wieslandes oder des Waldes. Mit Ausnahme der Flora, welche wir in typische Ackerland- und Wieslandarten aufgeteilt haben, sprechen wir von *typischen Arten der Kulturlandschaft*.

Die Charakterisierung wurde je nach Indikator-Artengruppe für ein oder zwei Merkmale der organismischen Biodiversität vorgenommen (Tabelle 6, siehe auch §2.2.2). Für einige Indikator-Artengruppen erachteten es die Experten für nicht nötig zwischen der gesamten Artenvielfalt und der Vielfalt der Arten mit hohen ökologischen Ansprüchen zu unterscheiden.

Tabelle 6: Liste der Indikator-Artengruppen und Merkmale, die in der Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Biodiversität in Ökobilanzen berücksichtigt werden.

Indikator-Artengruppen	Gesamte Vielfalt der Arten (Merkmal 1)	Vielfalt der Arten mit hohen ökologischen Anforderungen und von grossem Wert (Merkmal 2)
Wiesen und Gehölzflora <sup>1</sup>	Typische Wiesen und Gehölzarten	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator
Ackerbegleitflora	Typische Ackerarten (Ackerbegleitflora)	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator
Vögel	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator
Säuger <sup>2</sup>	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator
Amphibien	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Aquatische Lebensphase
Landschnecken <sup>3</sup>	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Rote Liste der Landschnecken
Spinnen	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Reichtum an stenöken Arten (spezialisierte oder sensible Arten) und an Arten von grossem Wert (Rote Listen)
Laufkäfer	Typische Arten in den Kulturlandschaften	
Tagfalter	Typische Arten in den Kulturlandschaften	
Heuschrecken	Typische Arten in den Kulturlandschaften	
Bienen und Hummeln	Typische Arten in den Kulturlandschaften	Nicht berücksichtigt für diesen Indikator

<sup>1</sup> Hecken, Feldgehölze und Einzelbäume, <sup>2</sup> Kleinsäuger, <sup>3</sup> terrestrische Gehäuse- und Nacktschnecken

#### 4.3.2 Benotungsskala

Für die Benotung wurde eine Skala von 0 bis 5 gewählt, was eine ausreichende Empfindlichkeit erlaubt, ohne aber das System mit einer zu feinen Auflösung zu belasten (siehe Tabelle 7).

Die Benotung der typischen Arten wird um die Bewertung der Wirkung auf die aquatische Lebensphase der Amphibien und die Rote-Liste-Arten der Schnecken ergänzt.

Tabelle 7: Benotungsskala zur Bewertung der Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Indikator-Artengruppen.

	Gesamte Artenvielfalt GAV (Merkmal 1) der Indikator-Artengruppe	Vielfalt der Arten mit hohen ökologischen Anforderungen HÖV, d.h. stenöke Arten und Arten mit hohem Naturschutzwert (Merkmal 2) der Indikator-Artengruppe
Note	Vielfalt der Gemeinschaft	Vielfalt der stenöke Arten und Arten mit hohem Naturschutzwert (Rote Liste, RL)
0	Der Indikator ist durch die landwirtschaftliche Aktivität nicht betroffen	Der Indikator ist durch die landwirtschaftliche Aktivität nicht betroffen
1	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einem starken Rückgang der Artenzahl der Gemeinschaft führt oder die die Zunahme der Vielfalt der Indikator-Arten deutlich verunmöglicht oder die eine sehr negative Wirkung auf die typischen Arten hat.	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einer Zusammensetzung der Gemeinschaft von sehr ubiquisten Arten führt (d.h. eine Artenzusammensetzung, die von einer kleinen Anzahl Arten dominiert wird, keine stenöken Arten sowie keine RL-Arten)
2	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einem Rückgang der Artenzahl der Gemeinschaft führt oder die die Zunahme der Vielfalt der Indikator-Arten verunmöglicht oder die eine negative Wirkung auf die typischen Arten hat.	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einer Zusammensetzung der Gemeinschaft von ubiquisten Arten führt (d.h. keine stenöken Arten, keine RL-Arten)
3	Landwirtschaftliche Aktivität, die keinen direkten Einfluss auf die Artenvielfalt der Gemeinschaft oder der typischen Arten hat	Landwirtschaftliche Aktivität, die keinen direkten Einfluss auf das Vorkommen von stenöken Arten und/oder von RL-Arten hat
4	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einer Zunahme der Artenvielfalt der Gemeinschaft führt oder diese erlaubt oder die eine positive Wirkung auf die typischen Arten hat.	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einem Vorkommen von mehr als 20% stenöker Arten und/oder von RL-Arten der Kategorie 3 und 4 führt <sup>1</sup>
5	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einer starken Zunahme der Artenvielfalt der Gemeinschaft führt oder diese erlaubt oder die eine sehr positive Wirkung auf die typischen Arten hat.	Landwirtschaftliche Aktivität, die zu einem Vorkommen von mehr als 50% stenöker Arten und/oder von RL-Arten der Kategorien 1 bis 2 führt <sup>2</sup>
n.a.	Information ist nicht verfügbar	Information ist nicht verfügbar

<sup>1</sup> Die Arten der Kategorien 3 und 4 der Roten Liste werden als bedroht bzw. potenziell bedroht bezeichnet.

<sup>2</sup> Die Arten der Kategorien 1 und 2 der Roten Liste werden als vom Aussterben bedroht respektive sehr stark bedroht bezeichnet.

Zur klaren Differenzierung zwischen den Noten 0 und 3 dient die folgende Erklärung: Die Note 0 wird vergeben, wenn die Artengruppe durch die landwirtschaftliche Tätigkeit nicht betroffen werden kann, weil diese in einem Habitat stattfindet, welches von der betroffenen Artengruppe nicht bewohnt wird oder in einer Periode des Jahres erfolgt, in der sie im betroffenen Habitat nicht zugegen ist. Die Note 3 wird gegeben, wenn die Artengruppe von der landwirtschaftlichen Aktivität betroffen wird, diese aber keine Wirkung auf sie hat.

In der Notenskala werden nur positive Noten verwendet (grösser 0), um die Berechnungen und die detaillierte Prüfung der Charakterisierungstabellen zu vereinfachen.

### 4.3.3 Benotungsgrundsätze

**Regel 1:** Jeder Inventareintrag (Bewirtschaftungskategorien und Optionen, siehe §3.2) wurde einzeln hinsichtlich seiner Wirkung auf eines oder beide Merkmale (je nach Artengruppe) benotet. Das Resultat dieser Bewertung ist die Note *N*. Bei der Notenvergabe wurde eine mittelfristige Perspektive gewählt, das heisst rund 15 Jahre.

**Regel 2:** Die Note, welche der Wirkung einer Tätigkeit auf eine gegebene Indikator-Artengruppe gegeben wird, bezieht sich auf eine potentielle Wirkung ohne den Ausgangszustand zu berücksichtigen. Ein solcher ist in Ökobilanzen in der Regel nicht bekannt. Dabei hat der Ausgangszustand einen Einfluss auf die Entwicklung der Wirkung einer gegebenen landwirtschaftlichen Aktivität, wie das folgende Beispiel zeigt: Der Landwirt macht eine Insektizidbehandlung in einem Getreideacker. Situation A: Die vorgängig ausgeführten, landwirtschaftlichen Tätigkeiten haben im Getreideacker bereits die Fauna der Laufkäfer stark geschädigt (schlechte Ausgangssituation). Die vorliegende Applikation des Insektizids wird die Situation nicht weiter verschlechtern. Situation B: Die sehr extensive Bewirtschaftung dieses Ackers haben es der für das Ackerland typischen Laufkäferfauna erlaubt sich zu etablieren (gute Ausgangssituation). Die Applikation eines Insektizids wäre mit Sicherheit schädigend für die Laufkäferfauna. Würde man nun die Benotung auf Basis der bekannten Ausgangssituation machen, dann würde dies oben zu zwei verschiedenen Noten führen: Die Note 3 (Tätigkeit hat keinen Einfluss) für die Situation A sowie die Note 2 oder gar 1 (Tätigkeit, die zu einer (starken) Verarmung der Artengemeinschaft führt) für die Situation B. Nun, da in einer Ökobilanz die Ausgangssituationen nicht bekannt sind, ist es notwendig sich von der Vorstellung irgendeiner Ausgangssituation zu lösen. Die Benotung muss somit folgendermassen formuliert werden: Die Noten 1 und 2 werden Tätigkeiten zugeordnet, welche zu einer (starken) Verarmung der Artengemeinschaft führen oder *keine Zunahme der Vielfalt der Artengemeinschaft erlauben*, desgleichen werden die Noten 4 und 5 Tätigkeiten zugeordnet, die zu einer (starken) Zunahme der Vielfalt der Artengemeinschaft führen oder *die es erlauben eine artenreiche Artengemeinschaft zu erhalten*.

**Regel 3:** Die Benotung für eine Option (siehe §3.2) eines bestimmten Inventareintrags erfolgt relativ bezüglich der anderen Optionen der gleichen Bewirtschaftungskategorie III. Zum Beispiel wird die Note, die für die Wirkung eines bestimmten Schnitzeitpunkts für die Mahd einer Wiese bestimmt wird, relativ zu den anderen Schnitzeitpunkten vergeben.

## 4.4 Gewichtung

Die Gewichtung beruht auf zwei grundlegenden Kriterien, die die Biodiversität beeinflussen. Es sind dies die Landbedeckung und die Intensität der Landnutzung (siehe §3).

### 4.4.1 Landbedeckung

Für eine ausgewählte Artengruppe haben die verschiedenen Habitatstypen der Agrarlandschaft meist nicht die gleiche Bedeutung als Lebensraum. Zum Beispiel hat eine Ackerkultur für die Tagfalter nicht die gleiche Wichtigkeit wie eine Wiese. Entsprechend hat eine bestimmte

Bewirtschaftungsweise, je nach Habitat in der sie stattfindet, nicht die gleichen Folgen für die betrachtete Artengruppe. Aufgrund dessen ist es notwendig für jede Artengruppe eine spezifische Gewichtung pro Habitat vorzunehmen. Die Gewichtung pro Habitatstyp erlaubt es, den vergebenen Noten (Charakterisierung der Optionen) das korrekte Gewicht zu geben.

#### 4.4.2 Intensität der Landnutzung

Die Benotung der Option eines gegebenen Inventareintrags (landwirtschaftliche Aktivität, welche in einem gegebenen Habitat stattfindet) wird relativ zu den anderen Optionen der gleichen Bewirtschaftungskategorie III vorgenommen (siehe §4.3.3, Regel 3), aber die Wirkung auf die Biodiversität ist nicht a priori mit den Inventardaten einer anderen Bewirtschaftungskategorie vergleichbar (z.B. haben Mahd und Düngung nicht die gleiche Bedeutung für die Tagfalter). Somit ist es pro Indikator-Artengruppe notwendig eine Gewichtung zwischen den Bewirtschaftungskategorien durchzuführen.

#### 4.4.3 Gewichtungsregeln

Die Gewichtung findet für jede Artengruppe getrennt nach folgendem Modus statt:

Regel 1: Ein grundlegender Gewichtungskoeffizient ‚Habitat‘, genannt Habitatskoeffizient I, wird jeder Habitatskategorie (Habitat – Niveau I, siehe §3.2, Tabelle 4 und Tabelle 5) zugeordnet. Dies erfolgt in Abhängigkeit seiner potentiellen Bedeutung als Lebensraum für die betrachtete Artengruppe. Die Skala reicht von 1 (eng begrenztes Potential) bis 10 (sehr hohes Potential). Die Konsultation der Experten zeigte, dass eine gröbere Skala die Bedeutung der Habitatstypen ungenügend differenzieren würde.

Regel 2: Innerhalb jeder Habitatskategorie wird jedem Habitatstyp (Habitat – Niveau II) ein untergeordneter Gewichtungskoeffizient, der Habitatskoeffizient II, in Abhängigkeit seiner Wichtigkeit als Lebensraum für die betrachtete Artengruppe gegeben. Die Skala für den Koeffizienten reicht von 1 (sehr geringe Wichtigkeit) bis 10 (sehr grosse Wichtigkeit), mit der Bedingung, dass der maximal vergebene Wert des Habitatskoeffizienten II der Habitatstypen jenen des Habitatskoeffizienten I der betrachteten Habitatskategorie (siehe Regel 1) nicht überschreitet. Der Habitatskoeffizient II bildet den finalen Koeffizienten ‚Habitat‘, C<sub>finH</sub>.

Regel 3: Ein grundlegender Gewichtungskoeffizient ‚Bewirtschaftung, namens Bewirtschaftungskoeffizient I, wird jeder Bewirtschaftungskategorie I in Abhängigkeit ihrer Bedeutung für die betrachtete Artengruppe zugeordnet. Die Skala reicht von 1 (sehr geringe Bedeutung) bis 10 (sehr hohe Bedeutung) mit der Bedingung, dass der maximal vergebene Bewirtschaftungskoeffizient I der Bewirtschaftungskategorien I eines Habitatstyps nicht den Wert des Habitatskoeffizienten II (siehe Regel 2) jenes Habitatstyps überschreitet.

Regel 4: Innerhalb jeder Bewirtschaftungskategorie I wird jeder untergeordneten Bewirtschaftungskategorie II ein erster, untergeordneter Gewichtungskoeffizient ‚Bewirtschaftung‘, der Bewirtschaftungskoeffizient II, gegeben. Der Koeffizient wird gemäss einer Skala von 1 bis 10 vergeben, mit der Bedingung, dass der maximal innerhalb der Bewirtschaftungskategorie I vergebene Bewirtschaftungskoeffizient II nicht den Bewirtschaftungskoeffizienten I (siehe Regel 3) überschreitet.

Regel 5: Innerhalb jeder Bewirtschaftungskategorie II wird ein zweiter, untergeordneter Gewichtungskoeffizient ‚Bewirtschaftung‘, genannt Bewirtschaftungskoeffizient III, jeder Bewirtschaftungskategorie III in Abhängigkeit seiner Wichtigkeit für die betrachtete Artengruppe zugeteilt. Der Koeffizient wird – wie zuvor – gemäss einer Skala von 1 bis 10 vergeben, mit der Bedingung, dass der maximal innerhalb der Bewirtschaftungskategorie III vergebene Bewirtschaftungskoeffizient III nicht den Bewirtschaftungskoeffizienten II (siehe Regel 3) überschreitet. Der Bewirtschaftungskoeffizient III bildet den finalen Koeffizienten ‚Bewirtschaftung‘, C<sub>finE</sub>.

**Regel 6:** Der finale Gewichtungskoeffizient  $C_{fin}$  ist das arithmetische Mittel vom finalen Habitatskoeffizienten  $C_{finH}$  und dem finalen Bewirtschaftungskoeffizienten  $C_{finE}$ ,

$$C_{fin} = \frac{C_{finH} + C_{finE}}{2} \quad (1).$$

#### 4.4.4 Berechnung der Wirkung

##### 4.4.4.1 Berechnung der gewichteten Note einer Option

Die Note  $N$ , festgelegt bei der Charakterisierung der Wirkung einer Bewirtschaftungsoption (kurz Option) auf die Indikator-Artengruppe (siehe §4.3.1 und 4.3.2), wird multipliziert mit dem finalen Gewichtungskoeffizienten  $C_{fin}$  (siehe §4.4.3). Dies ergibt die gewichtete Note einer Bewirtschaftungsoption  $N_{opt}$ :

$$N_{opt} = N * C_{fin} \quad (2)$$

Das Resultat dieser Berechnung ist die Quantifizierung der Wirkung der Option (z.B. Schnittzeitpunkt einer Wiese) auf die Indikator-Artengruppe. Dabei wird die relative Bedeutung zum einen von dem Habitatstyp (z.B. Ansaatwiese versus extensive Wiese), in welchem die Option stattgefunden hat, und zum anderen der Bewirtschaftungskategorie (z.B. Mahd im Vergleich mit Düngung) berücksichtigt. Die Berechnung der gewichteten Note erfolgt für jede gegebene Option der Sachbilanz, jeweils separat für jede Indikator-Artengruppe.

##### 4.4.4.2 Berechnung der Habitatsnote

Die Endnote oder Biodiversitätspunkte  $N_{hab}$  für die Charakterisierung einer Indikator-Artengruppe in einem gegebenen Habitat (Niveau II) wird berechnet als Mittelwert der  $N_{opt}$  geteilt durch die Anzahl der Bewirtschaftungskategorien III,  $Exp_{III}$ , welche in diesem Habitat stattgefunden haben:

$$N_{hab} = \frac{\sum N_{opt}}{Exp_{III}} \quad (3)$$

Wenn Aktivitäten mehrmals innerhalb einer gegebenen Bewirtschaftungskategorie III stattgefunden haben, z.B. mehrere Schnitte zu verschiedenen Zeitpunkten, wird die minimale oder durchschnittliche Note  $N_{opt}$  berechnet, bevor sie in (3) mit den  $N_{opt}$  von anderen Aktivitäten integriert wird (Erklärungen, siehe §4.5.1.1).

Die Berechnung von  $N_{hab}$  ergibt als Resultat die Quantifizierung der globalen Wirkung von allen gewählten Optionen in den verschiedenen Bewirtschaftungskategorien für jeden einzelnen Habitatstyp. Die Division durch die Anzahl von Bewirtschaftungskategorien III ( $Exp_{III}$ ) ist für den Vergleich der Lebensräume notwendig, da diese nicht immer die gleiche Anzahl von Bewirtschaftungsaktivitäten haben.

##### 4.4.4.3 Feldränder

Jedes Habitat und jede Parzelle<sup>1</sup> eines landwirtschaftlichen Betriebs ist umgeben von einem Rand. Dieser Rand kann sehr schmal oder auch breit sein, ohne dass er als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet und bewirtschaftet wird. Der Rand besteht oft aus einer artenarmen Grasland- oder Unkrautflora und wird durch den Landwirten auf unterschiedliche Weise „bewirtschaftet“ (Mahd, Pflanzenschutz-Behandlungen). Die Bewirtschaftungsweise des angrenzenden Habitats oder der angrenzenden Parzelle kann einen Einfluss auf den Rand

---

<sup>1</sup> Die Parzelle ist hier als Ort berücksichtigt, wo eine Abfolge von Ackerkulturen (= Habitate) erfolgt.

haben. Ränder spielen in der Kulturlandschaft eine wichtige Rolle für eine Vielzahl von Organismen.

In den Charakterisierungstabellen unserer Methode SALCA-Biodiversität wurde jedem Habitat ein Feldrand zugeordnet. Im Falle einer Parzelle mit mehreren sich folgenden Ackerkulturen gibt es nur einen einzigen Feldrand (welcher den ganzen Umfang der Parzelle berücksichtigt). Doch kann dieser in Abhängigkeit der angrenzenden Kultur unterschiedlich „bewirtschaftet“ werden. Die Rubriken in den Charakterisierungstabellen für die Feldränder, welche jeder Kultur in der Fruchtfolge entsprechen, sind einzeln einbezogen. Der Feldrand wird als eigenständiger Lebensraum betrachtet. Dennoch wird auf Parzellenebene der Mittelwert der Punkte für den Rand über das Jahr hinweg gerechnet:

$$M_{\text{hab-R}} = \frac{\sum M_{\text{hab-r}}}{n} \quad (4)$$

wobei:

$M_{\text{hab-R}}$  = Biodiversitätspunkte des Rands einer Parzelle während eines Jahrs;

$M_{\text{hab-r}}$  = Biodiversitätspunkte des Rands einer Kultur berechnet mit (3);

$n$  = Anzahl der während eines Jahrs auf der Parzelle vorkommenden Kulturen.

Für alle Parzellen, die während des ganzen Jahrs mit der gleichen Kultur bedeckt sind (Wiesen), ist  $M_{\text{hab-R}} = M_{\text{hab-r}}$ .

Auf Betriebsebene werden die Ränder, wie die Parzellen, unter Verwendung der Gewichtungsgesetz nach Fläche aggregiert. Ihre Fläche ist definiert durch ihre Länge (Umfang der Parzelle) multipliziert mit der durchschnittlichen Breite (siehe §4.5.3.1).

## 4.5 Aggregation

Für die den landwirtschaftlichen Tätigkeiten zugeordneten Benotungen und deren Wirkung auf die Biodiversität gibt es mehrere mögliche Stufen der Aggregation:

- 1) zeitliche Aggregation,
- 2) räumliche Aggregation,
- 3) Aggregation der Merkmale I und II (Gesamte Artenvielfalt, GAV, und Arten mit hohen ökologischen Anforderungen, HÖA), und der Indikator-Artengruppen

### 4.5.1 Zeitliche Aggregation

#### 4.5.1.1 Reaktion der Indikator-Artengruppen auf die Bewirtschaftungsweisen und Habitate über die Zeit

Auf der Habitatsebene können während einer Vegetationsperiode sukzessive mehrere, gleichartige Bewirtschaftungsoptionen innerhalb der Bewirtschaftungskategorie III stattfinden (siehe §3.2). Zum Beispiel kann eine Mähwiese mehrere Male zu verschiedenen Perioden im Jahr (Optionen) geschnitten werden. Die Aktivität «Mahd» erhält daher eine Benotung pro Periode entsprechend ihrer Wirkung. Die Benotungen können je nach betrachteter Periode verschieden sein, da die Mahd nicht die gleiche Wirkung (auf z.B. die Tagfalter) hat. Ebenso spielt auf Parzellenebene im Ackerland die Fruchtfolge für gewisse Indikator-Artengruppen eine wichtige Rolle. Auf einer gegebenen Parzelle können während einer Vegetationsperiode verschiedene Kulturen mit verschiedenen Bewirtschaftungsweisen aufeinander folgen, die mehr oder weniger schädigend für die Artenvielfalt sind.

Die Artengruppen können bezüglich der erwähnten Aktivitäten in zwei Gruppen geteilt werden:

- (1) Artengruppen, die nach dem plötzlichen Auftreten einer bestimmten Bewirtschaftungsmassnahme oder einer neuen Kultur für die restliche Dauer der Vegetationsperiode praktisch definitiv von der Parzelle eliminiert sind, und die aufgrund ihres Entwicklungszyklus keine Möglichkeit haben die Parzelle wieder zu besiedeln.

In diesem Fall ist die für die Berechnung von *Mhab* verwendete, gewichtete Note *Nopt* für eine gegebene Bewirtschaftungskategorie III die tiefste von allen in dieser Kategorie berechneten Noten innerhalb des betrachteten Habitats und Zeitraums (siehe Anhang 2). Ferner werden auf der Parzellenebene bei der Abfolge von Kulturen während eines Jahrs jene Biodiversitätspunkte der am meisten schädigenden Kultur verwendet. Die Bezeichnung lautet dann *Mhab-min*.

In unserer Methode wird dieser Berechnungsmodus bei den Artengruppen Amphibien, Landschnecken und Segetalflora angewandt.

- (2) Artengruppen, die während einer Vegetationsperiode den Wechsel von einer Bewirtschaftungsmassnahme zur nächsten sowie von einer Kultur zu nächsten überleben können - sei es, weil die Bewirtschaftungsmassnahmen und die Kulturen nicht völlig vernichtend sind (residuelle Population), sei es weil ihr Lebenszyklus es ihnen erlaubt die Parzelle aus der Umgebung wiederzubesiedeln.

In diesem Fall wird die für die Berechnung von *Mhab* verwendete, gewichtete Note *Nopt* für eine Bewirtschaftungskategorie III aus dem arithmetischen Mittel von allen für diese Kategorie berechneten Noten des betrachteten Habitats gebildet. Die Bezeichnung lautet dann *Mhab-moy*.

In unserer Methode wird dieser Berechnungsmodus bei den Artengruppen Grasland- und Gehölzflora, Vögel, Kleinsäuger, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken sowie Bienen und Hummeln angewandt.

Des Weiteren muss erwähnt werden, dass ein Teil der Indikator-Artengruppen der zweiten Gruppe am Ende der Vegetationsperiode durch den kumulativen Effekt der Kulturen und der Bewirtschaftungsmassnahmen von einer Parzelle verschwunden sein kann. Die Mehrheit der Arten muss die Parzelle bei jeder neuen Vegetationsperiode neu besiedeln. Ein kumulativer Effekt ist in der hier präsentierten Methode jedoch nicht berücksichtigt.

#### **4.5.1.2 Integration der Bodenbedeckung während des Jahres**

Besonders im Ackerland ist die Zeitdauer der Bodenbedeckung mit einer Kultur oder mit einer Zwischenfrucht für die Indikator-Artengruppen wichtig. Diese Bodenbedeckung ist in den Berechnungen wie eine zusätzliche Kultur berücksichtigt; sie wird in gleicher Weise charakterisiert und gewichtet. Dennoch erhält die Bodenbedeckung mit den bislang festgelegten Habitats- und Bewirtschaftungskoeffizienten eine zu grosse Bedeutung bei der Berechnung des Mittelwertes der Kultur-Biodiversitätspunkte. Wir schlagen daher vor den Wert des Bewirtschaftungskoeffizient III (welcher in die Berechnung des finalen Koeffizienten einfließt, da dieser der Mittelwert des Habitatskoeffizienten II und des Bewirtschaftungskoeffizienten III ist) auf 1 festzusetzen.

Für die Indikator-Artengruppen, bei denen die Parzellenbiodiversitätspunkte durch die am meisten schädigende Kultur bestimmt wird, wird die Bodenbedeckung für die Berechnung des Mittelwertes zwischen der niedrigsten Punktzahl der Kulturen und der Bodenbedeckung berücksichtigt für die betroffene Parzelle über ein Jahr. Für die Indikator-Artengruppen bei denen die finalen Biodiversitätspunkte der Parzelle durch den Mittelwert der Kulturbiodiversitätspunkte gebildet werden, fließen die Biodiversitätspunkte der Bodenbedeckung, wie der Kulturen, in die Berechnung dieses Mittelwertes ein.

$$N_{par1} = \frac{(N_{hab} - \min) + N_{cou}}{2} \quad (5)$$

$$N_{par2} = \frac{\sum N_{hab} + N_{cou}}{n + 1} \quad (6)$$

Wobei:

$N_{par1}$  = Biodiversitätspunkte der Parzelle pro Jahr für die Indikator-Artengruppen, bei denen die niedrigste Kulturnote berücksichtigt wird.;

$\min(N_{hab})$  = niedrigster Wert der Biodiversitätspunkte für die Kultur pro Jahr;

$N_{cou}$  = Biodiversitätspunkte für die Bodenbedeckung;

$N_{par2}$  = Biodiversitätspunkte der Parzelle pro Jahr für die Indikator-Artengruppen, bei denen der Mittelwert der Kulturbiodiversitätspunkte berücksichtigt wird.;

$N_{hab}$  = Biodiversitätspunkte der Kultur;

$n$  = Anzahl Kulturen auf der Parzelle pro Jahr.

#### 4.5.1.3 Aggregation der Kulturen einer Fruchtfolge für eine Parzelle

Für eine gegebene Parzelle können die Biodiversitätspunkte für die Fruchtfolge berechnet werden. Dazu wird die zeitliche Achse hinzugefügt. In diesem Fall berechnet man (für alle Indikator-Artengruppen) den Mittelwert der Kultur-Biodiversitätspunkte, gewichtet mit ihrer Anbaudauer. In analoger Weise wird die durchschnittliche Bodenbedeckung über das Jahr integriert:

$$N_{culrot} = \frac{\sum N_{hab} * D}{n} \bigg/ \frac{\sum D}{n} \quad (7)$$

$$N_{rubrot} = \frac{\sum N_{cou}}{j} + N_{nrot} + N_{nder} \bigg/ 3 \quad (8)$$

$$N_{rot} = \frac{N_{culrot} + N_{rubrot}}{2} \quad (9)$$

Wobei:

$N_{culrot}$  = Biodiversitätspunkte der Kulturen und ihrer Anbaudauer während einer Fruchtfolge;

$N_{hab}$  = Biodiversitätspunkte der Kultur;

$D$  = Dauer der Kultur (von Bodenbearbeitung bis Stoppelbearbeitung nach Ernte);

$n$  = Anzahl der Kulturen auf der Parzelle;

$N_{rubrot}$  = Biodiversitätspunkte der komplementären Rubriken, die auf Stufe Fruchtfolge berücksichtigt werden: „Bodenbedeckung“; „Anzahl Kulturen in der Fruchtfolge“; „Anzahl Zwischenkulturen in der Fruchtfolge“;

$N_{cou}$  = Biodiversitätspunkte der „Bodenbedeckung“ während eines Jahres;

$N_{nrot}$  = Biodiversitätspunkte der Rubrik „Anzahl Kulturen in der Fruchtfolge“;

$N_{nder}$  = Biodiversitätspunkte für die Anzahl Zwischenkulturen in der Fruchtfolge;

$j$  = Anzahl Jahre der Fruchtfolge;  
 $N_{rot}$  = Biodiversitätspunkte der Fruchtfolge.

#### 4.5.2 Räumliche Aggregation

Die berechneten Biodiversitätspunkte für mehrere Habitats und Parzellen können auf Ebene des landwirtschaftlichen Betriebs aggregiert werden. Parallel dazu können die berechneten Biodiversitätspunkte für ein Habitat oder eine Parzelle mit jenen ihrer Ränder zusammengefügt werden.

Die Wirkung des Habitats, der Parzelle, ihres jeweiligen Randes und der darin erfolgten Bewirtschaftungsmassnahmen auf die Biodiversität ist von der Fläche, die das Habitat belegt, abhängig. Zum Beispiel sind die Konsequenzen für die Biodiversität auf einem bestimmten Betrieb nicht die gleichen, ob der Betrieb aus 20 ha Mais und 20 ha Dauerwiese oder aus 30 ha Mais und 10 ha Dauerwiese besteht. Um die Biodiversitätspunkte auf Ebene des landwirtschaftlichen Betriebs (oder für ein Habitat oder eine Parzelle kombiniert mit ihrem Rand) zu erhalten, werden die berechneten Punkte der Habitats, der Kulturen und ihres jeweiligen Randes gemäss des «power law», die sich auf das Verhältnis zwischen der potenziellen Artenzahl eines Habitats und seiner Fläche bezieht, gewichtet (z.B. Huston 1994, May & Stumpf 2000). Das «power law» ist wie folgt definiert:

$$S = kA^z \quad (10)$$

Wobei:

$S$  = Artenzahl;

$k$  = eine Konstante;

$A$  = die Fläche;

$z$  = Parameter im Exponenten, der das Ausmass der Zunahme der Artenzahl in Abhängigkeit der Fläche ausdrückt.

Der Koeffizient  $z$  bestimmt die Zunahme der Arten oder die Veränderung der Gemeinschaften in Abhängigkeit der Fläche (Kurve der Zunahme der Artenzahl). In der Beziehung zwischen der Artenzahl von diversen Organismen und der Fläche hat der Koeffizient  $z$  in der Regel Werte zwischen 0.2 und 0.4 (Huston 1994). In unserer Methode ist er für jede einzelne Indikator-Gruppen festgelegt in Abhängigkeit des Gewichts des Habitats. Die Naturschutzbiotope auf dem Betrieb werden als eigenständige Lebensräume berücksichtigt. Ihre Biodiversitätspunkte werden mit der Fläche multipliziert und mit 0.4 potenziert. Die vernetzten ökologischen Ausgleichsflächen können durch Synergieeffekte potenziell die Biodiversität in einer kultivierten Landschaft erhöhen. Diese Synergieeffekte werden durch eine Erhöhung des Koeffizienten  $z$  um 0.1 berücksichtigt.

##### 4.5.2.1 Integration des Feldrandes mit dem Habitat und der Parzelle

Es werden Biodiversitätspunkte für ein Habitat oder eine Parzelle samt ihres Feldrandes berechnet. Daher muss die Fläche einbezogen werden:

$$N_{partot} = \frac{N_{par} * S_{par}^{z_{par}} + N_{hab} - R * SR^{z_R}}{S_{par}^{z_{par}} + SR^{z_R}} \quad (11)$$

Wobei:

$N_{partot}$  = Biodiversitätspunkte des Habitats oder der Parzelle inklusive ihres Randes;  
 $N_{par}$  = Biodiversitätspunkte des Habitats, d.h.  $N_{hab}$  im Fall der Dauerkulturen, oder der Parzelle, entweder  $N_{par1}$  (5) oder  $N_{par2}$  (6) im Fall der Kulturabfolge im Ackerland;  
 $S_{par}$  = Fläche der Parzelle;  
 $z_{par}$  = Mittelwert der Koeffizienten  $z$  der Kulturen;  
 $N_{hab-R}$  = Biodiversitätspunkte des Randes (4);  
 $SR$  = Fläche des Randes;  
 $z_R$  = Mittelwert der Koeffizienten  $z$  des Randes.

Dennoch kann ihre Fläche nicht auf die gleiche Weise in der Berechnung einfließen, weil es lineare Elemente sind und sie nicht über eine kompakte Fläche verfügen. Der Koeffizient  $z$  wird um 0.1 verkleinert mit einem Minimalwert von 0.2, um diesem Umstand Rechnung zu tragen.

#### 4.5.2.2 Aggregation von Habitaten auf Betriebsebene

Drei verschiedene Lösungen zur Aggregation der Biodiversitätspunkte auf Betriebsebene scheinen plausibel und Sensitivitätstests müssen zeigen, welche sich wissenschaftlich bewährt:

$$N_{exp} = \frac{\sum N_{hab} * Shab^z}{\sum Shab^x} \quad (12)$$

Mit: Lösung 1,  $x = 1$  (in diesem Fall wird  $N_{exp}$  multipliziert mit 100) und, Lösung 2,  $x = z$ .

Lösung 3:

$$N_{exp} = \frac{\sum N_{hab} * Shab^z}{n} * 100 \quad (13)$$

Wobei:

$N_{exp}$  = Biodiversitätspunkte des Betriebs (Endnote des Betriebs);  
 $N_{hab}$  = Biodiversitätspunkte des Habitates oder der Parzelle berechnet gemäss (3). Für die Parzellen mit mehreren Kulturen (Ackerkulturen) ist es  $N_{par1}$  (5) oder  $N_{par2}$  (6), die berücksichtigt werden. Die Feldränder werden als eigenständiges Habitat einbezogen;  
 $Shab$  = Fläche des Habitates oder der Parzelle;  
 $z$  = Koeffizient, der spezifisch ist für den Indikator und das Habitat (Parzelle). Für Parzellen mit mehreren Kulturen wird der Mittelwert des Koeffizienten  $z$  der Kulturen verwendet.  
 $n$  = Anzahl der Habitate oder der Parzellen

Die Aggregation der Habitate unter Berücksichtigung ihrer Fläche stellt nur einen Teil der räumlichen Effekte dar, welche das Muster der Biodiversität beeinflussen. Ein anderer, wichtiger Teil ist die räumliche Anordnung der Habitate in der Landschaft. Um diesen Aspekt in pragmatischer Weise berücksichtigen zu können, haben wir die Wirkung der Anordnung der halbnatürlichen Lebensräume evaluiert, indem wir uns auf die Beteiligung des Landwirts an einem Vernetzungsprojekt gestützt haben und dazu eine Rubrik eingeführt haben. Es ist klar, dass der Anteil halbnatürlicher Habitate eine essentielle Rolle spielt. Diese Rolle ist durch den Koeffizienten Habitat ( $C_{finH}$ ) berücksichtigt. Ebenso wird die Fläche in der Aggregation der Habitate auf Betriebsebene berücksichtigt. Bezüglich der Kulturen haben wir die Anzahl Kulturen auf dem Betrieb als einen Indikator für die Vielfalt des Kulturmosaiks angewendet. Obschon die „Räumlichkeit“ des Einflusses durch diesen pragmatischen Ansatz nicht vollständig

berücksichtigt werden kann, weil die direkte Nachbarschaft einer jeden Kultur nicht beachtet wird, ebenso wenig wie die Vernetzung der Kulturen, so erlaubt er dennoch die Annäherung der Wirkung des Kulturmosaiks.

### 4.5.3 Aggregation der Indikator-Artengruppen

#### 4.5.3.1 Aggregation der Indikator-Artengruppen für ein bestimmtes Habitat

Um die Methode in die Berechnung der Ökobilanzen zu implementieren, ist es wichtig eine Methode der Aggregation der Indikator-Artengruppen vorzuschlagen. Diese Aufgabe ist allerdings nicht leicht, da die Indikator-Artengruppen eine ökologisch gesehen schwer zu aggregierende Einheit darstellen. Trotzdem werden die für jede Indikator-Artengruppe separat erstellten Biodiversitätspunkte zusammengelegt, um zwei Biodiversitätswerte zu erhalten; es sind dies: a) ein Wert *Gesamte Artenvielfalt (GAV)* und b) ein Wert *Naturschutz (HÖA)*. Die beiden Biodiversitätsmerkmale *Gesamte Artenvielfalt (GAV)* und *Arten mit hohen ökologischen Anforderungen (HÖA)* werden immer separat betrachtet.

##### a) Wert Gesamte Artenvielfalt (GAV)

Für den Wert *Gesamte Artenvielfalt* werden zwei Aggregationsarten vorgestellt: i) ohne Gewichtung der Indikator-Artengruppen und ii) mit Gewichtung der Indikator-Artengruppen.

##### i) Aggregation ohne Gewichtung der Indikator-Artengruppen

Der *ungewichtete* Wert *Gesamte Artenvielfalt* entspricht dem Mittelwert der Biodiversitätspunktzahlen  $N_{hab}$  die für die gesamte Artenvielfalt (Merkmal 1, siehe Kap. 4.3 und Kap. 4.4.4.2) von jeder Indikator-Artengruppe.

##### ii) Aggregation mit Gewichtung der Indikator-Artengruppen

Der *gewichtete* Wert *Gesamte Artenvielfalt* entspricht dem gewichteten Mittel der Biodiversitätspunkte  $N_{hab}$  für die gesamte Artenvielfalt (Merkmal 1, siehe Kap. 4.3 und Kap. 4.4.4.2) von jeder Indikator-Artengruppe.

Gewichtungskoeffizient  $G_1$  der Indikator-Artengruppen: Der Gewichtungskoeffizient  $G_1$  der Indikator-Artengruppen wird auf der Basis einer Abschätzung des gesamten Artenreichtums von jeder Artengruppe in den Agrar-Ökosystemen der Schweiz berechnet (Tabelle 8). Der Wert des Gewichtungskoeffizienten ist der natürliche Logarithmus des geschätzten Artenreichtums.

Gewichtungskoeffizient  $G_2$  der Indikator-Artengruppen: Die Charakterisierung hat gezeigt, dass die landwirtschaftlichen Tätigkeiten häufig eine indirekte Wirkung auf eine gegebenen Indikator-Artengruppe, via eine oder mehrere Indikator-Artengruppen, haben. Zum Beispiel sind die Indikator-Artengruppen, die sich vorwiegend herbivor ernähren (Tagfalter, Heuschrecken), stark von landwirtschaftlichen Aktivitäten, die direkt die Flora betreffen, abhängig. Diese Beobachtungen haben uns dazu geführt, bei der Definition des Gewichtungskoeffizienten  $G_2$  die Benotung der Nahrungsnetze (siehe Barbault 1992) zu integrieren (Tabelle 8).

Unser Gewichtungsvorschlag basiert auf der Rolle, die jede Indikator-Artengruppe im Nahrungsnetz gemäss dem Schema in Abbildung 2. spielt. Die qualitative Bedeutung der Indikator-Artengruppe ist auf der Basis der Konsumbeziehungen, die sie mit den anderen Indikator-Artengruppen hat, berechnet. Dabei erhält jene Artengruppe, die von der grössten Anzahl von Indikator-Artengruppe konsumiert wird, die höchsten Werte für den Koeffizienten. Zwei Arten von Verbindungen sind definiert: (1) eine Hauptverbindung, die eine Angabe über die Artengruppe macht, welche die Hauptnahrungsquelle der betrachteten Indikator-Artengruppe ist und (2) eine sekundäre Verbindung, welche eine Angabe über die Artengruppe macht, welche eine zweitrangige Bedeutung als

Nahrungsquelle hat. Der erste Typ von Verbindung erhält einen Koeffizienten mit Wert 1, der zweite einen mit Wert 0.5.

Dennoch ist eine Nahrungsquelle-Artengruppe nicht zwingenderweise die einzige Nahrungsquelle einer anderen Indikator-Artengruppe. Folglich wird der Koeffizient mit Wert 1 resp. mit Wert 0.5, welcher einer Verbindung zugeordnet wurde, durch das Total der Koeffizientenwerte, welche die Konsumbeziehungen einer Indikator-Artengruppe „Konsument“ ausmachen, geteilt. Das Ergebnis dieser Division ist der Koeffizient  $G_2$ .

Beispiel: In diesem System werden die Amphibien einzig durch die Vögel gefressen, doch sie spielen in deren Diät eine zweitrangige Rolle. Deshalb erhalten sie einen Wert von 0.5 für diese Verbindung. Da sie nur einen Teil des Konsums der Vögel repräsentieren – wobei diese acht andere Indikator-Artengruppen als Nahrungsquelle haben, was ein Wertetotal von 7.5 ergibt -, wird der Wert 0.5 für diese Verbindung durch 7.5 geteilt. Das resultierende Gewicht für die Amphibien ist daher 0.07.

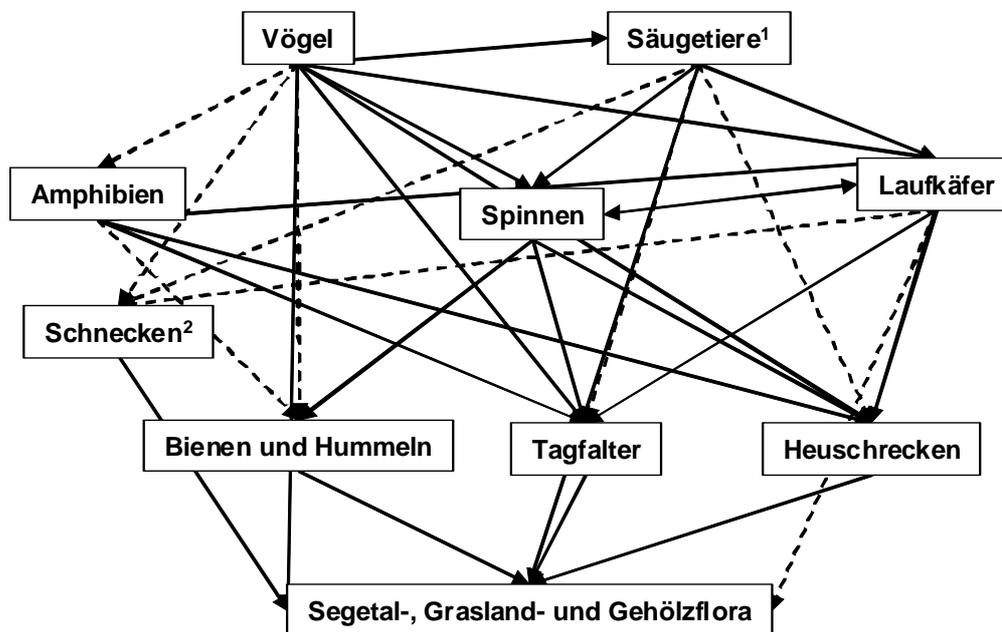


Abbildung 2: Trophisches Netz der Indikator-Artengruppen in den Agrar-Ökosystemen. Die Pfeilspitze zeigt die Indikator-Artengruppe, welche konsumiert wird. Die ausgezogenen Pfeile zeigen eine prinzipielle Verbindung und die gestrichelten Pfeile zeigen eine sekundäre Verbindung. <sup>1</sup> Kleinsäuger, <sup>2</sup> Gehäuse- und Nacktschnecken.

Dieser Berechnungsmodus beruht hauptsächlich auf der Wichtigkeit des Gefressenwerdens und gibt dadurch den Indikator-Artengruppen, die von den anderen gefressen werden, mehr Gewicht. Die wichtige, regulierende Rolle der Prädatoren im Ökosystem wird nicht berücksichtigt. Ebenso wenig berücksichtigt wird der ideelle Wert, welcher der Mensch gewissen Organismen, insbesondere den höheren Organismen wie die Vögel oder die Säugetiere, zuweist.

Die Summe der Gewichtungskoeffizienten  $G_1$  und  $G_2$  der Punkte entspricht also dem Gewichtungskoeffizient  $G_f$  (finaler Koeffizient) der Indikator-Artengruppe bei der Aggregation (Tabelle 8). Die Konsumbeziehungen innerhalb der Artengruppen werden nicht berücksichtigt (z.B. Spinnen fressen andere Spinnen).

Tabelle 8: Gewichtungskoeffizienten  $G_1$  und  $G_2$  der Indikator-Artengruppen und Koeffizient  $G_f$  der Indikator-Artengruppen berechnet basierend auf ihrem Artenreichtum und ihrer Wichtigkeit bei den Konsumverbindungen zwischen ihnen.

Indikator-Artengruppen	Gewichtungskoeffizient $G_1$ der Organismen	Gewichtungskoeffizient $G_2$ der Organismen	Gewichtungskoeffizient $G_f$ der Organismen
Grasland- und Gehölzflora <sup>1</sup>	6	4.48	10.5
Segetalflora	4	4.48	8.5
Vögel	5	0.13	5.1
Säugetiere <sup>2</sup>	4	0.13	4.1
Amphibien	3	0.07	3.1
Schnecken <sup>3</sup>	5	0.30	5.3
Spinnen	6	0.83	6.8
Laufkäfer	6	0.83	6.8
Tagfalter	5	0.97	6.0
Heuschrecken	4	0.97	5.0
Bienen und Hummeln	6	0.43	6.4

<sup>1</sup> Hecken, Feldgehölze und Einzelbäume, <sup>2</sup> Kleinsäuger, <sup>3</sup> Gehäuse- und Nacktschnecken

Die Biodiversitätspunkte werden für jede einzelne Indikator-Artengruppe mit dem Gewichtungskoeffizient  $G_f$  gewichtet und gemäss dem nachfolgenden Beispiel für die Berechnung der Biodiversitätspunkte auf der Ebene Habitat für den Wert *Gesamte Artenvielfalt (GAV)* aggregiert (gilt analog für die anderen Aggregationsebenen):

$$\text{Wert Gesamte Artenvielfalt (GAV)} = \frac{\sum Nhab_i * G_{fi}}{\sum G_{fi}} \quad (14)$$

Wobei:

$Nhab_i$  = Anzahl Biodiversitätspunkte des Habitats (Parzelle) für die Indikator-Artengruppe  $i$ , berechnet gemäss (3); für die Parzellen mit mehreren Kulturen (Ackerland) wird  $Npar1$  (5) oder  $Npar2$  (6) berücksichtigt;

$G_{fi}$  = Gewichtungskoeffizient der Indikator-Artengruppe  $i$ .

#### b) Wert Naturschutz (Arten mit hohen ökologischen Anforderungen, HÖA)

Der *Naturschutzwert* wird aus dem Mittelwert der  $Nhab$ -Biodiversitätspunkten, die pro Indikator-Artengruppe für die Arten mit hohen ökologischen Ansprüchen (Merkmal 2, siehe Kap. 4.3 und 4.4.4.2) berechnet wurden, gebildet. Für die Amphibien wird das Merkmal 1 in die Berechnung integriert.

Für die Berechnung des *Naturschutzwertes* wird keine Gewichtung vorgenommen, da weder die Anzahl Arten (Gewichtungskoeffizient  $G_1$ ), noch die trophischen Beziehungen (Gewichtungskoeffizient  $G_2$ ) für den *Naturschutzwert* bestimmend sind.

$$\text{Wert Naturschutz} = \frac{\sum Nhab_i}{n} \quad (15)$$

Wobei:

$M_{hab_i}$  = Anzahl Biodiversitätspunkte des Habitats (Parzelle) für die Indikator-Artengruppe  $i$ , berechnet gemäss (3); für die Parzellen mit mehreren Kulturen (Ackerland) wird  $N_{par1}$  (5) oder  $N_{par2}$  (6) berücksichtigt;  
 $n$  = Anzahl der Indikator-Artengruppen.

Weiter wäre die Aggregation der Artengruppen für den funktionellen Wert der biologischen Bekämpfung in Agrar-Ökosystemen (Nützlinge) möglich. Dieser Aggregationsmodus würde die Funktion der Artengruppe in den Agrar-Ökosystemen ins Zentrum stellen. Ein solcher Modus kann in den Ökobilanzen aber nicht verwendet werden, weil der resultierende Wert auf den Nutzen für den Menschen und nicht für die Umwelt fokussiert.

## 4.6 Normalisierung

Parallel zur Berechnung der Biodiversitätspunkte für die Bewirtschaftungsweisen, die Habitate, die Parzellen und die landwirtschaftlichen Betriebe, wird die Anzahl der Biodiversitätspunkte normalisiert. Das bedeutet, dass die berechneten Biodiversitätspunkte mit der maximal und minimal möglichen Punktezahl in Bezug gesetzt werden. Die maximal und minimal möglichen Punktezahlen werden für Szenarien der Bewirtschaftungsweisen in einem gegebenen Habitat berechnet (Extremszenarien), respektive für die Habitate (bestes, schlechtestes Habitat), die Parzellen (beste, schlechteste Parzelle), Betriebe (bester, schlechtester Landwirtschaftsbetrieb). Diese Anzahl Punkte wird in Prozent ausgedrückt, um die verschiedenen Szenarien pro Habitat, für verschiedene Habitate, verschiedene Parzellen und für verschiedene Betriebe vergleichen zu können. Man spricht hier von einem „Biodiversitätspotenzial“. Das Potenzial wird für jede Indikator-Artengruppe einzeln berechnet. Für die Berechnung der Minimal- und Maximal-Szenarien auf Parzellenebene, resp. Betriebsebene, bleiben die Aggregationsregeln, welche in Kap. 4.5 definiert wurden, sie selben.

Das Biodiversitätspotenzial wird wie folgt berechnet:

$$\text{Biodiversitätspotenzial (\%)} = 100 / (C_{\max} - C_{\min}) * (\text{Note} - C_{\min}) \quad (16)$$

Für die Berechnung des Biodiversitätspotenzials auf Ebene der Bewirtschaftungsmassnahmen (Extremszenarien der Bewirtschaftungsmassnahmen) eines gegebenen Habitats wird die Kombination der Optionen von Bewirtschaftungsmassnahmen gewählt, die zur kleinsten, respektive grössten Anzahl von Biodiversitätspunkten führt (minimale und maximale Anzahl der Punkte der Note  $N$  und ihres Koeffizienten (siehe Kap. 4.4.4.1).

Die Formel zur Berechnung des Biodiversitätspotenzials der Bewirtschaftungsmassnahmen in einem gegebenen Habitat (16) enthält:

$C_{\max}$  = Anzahl berechnete Punkte durch die Kombination der Optionen mit den höchsten Noten  $N_{opt}$  (siehe Kap. 4.4.4.1) der Bewirtschaftungskategorien III (siehe Kap. 3.2) eines gegebenen Habitats;

$C_{\min}$  = Anzahl berechnete Punkte durch die Kombination der Optionen mit den tiefsten Noten  $N_{opt}$  (siehe Kap. 4.4.4.1) der Bewirtschaftungskategorien III (siehe Kap. 3.2) eines gegebenen Habitats;

Note = Anzahl berechnete Punkte für das effektive Szenario der Bewirtschaftungskategorien III eines gegebenen Habitats.

Für die Berechnung des Biodiversitätspotenzials eines Habitats mit seinen Bewirtschaftungsmassnahmen wird die Anzahl Punkte, welche dieses erhält (Note) mit der Anzahl Punkte des

besten und des schlechtesten aller Habitats verglichen, das heisst mit den Habitats, die das kleinste  $C_{min}$ , respektive das grösste  $C_{max}$  haben für eine gegebene Indikator-Artengruppe.

Für die Berechnung des Biodiversitätspotenzials einer Parzelle mit ihren Habitats und ihren Bewirtschaftungsmassnahmen wird die Anzahl Punkte, welche diese erhält mit der Anzahl Punkte der besten und schlechtesten, möglichen Parzelle verglichen, das heisst mit den Parzellen, die die kleinste  $N_{partot}$  (siehe Kap. 4.5.2.1) und die grösste  $N_{partot}$  für eine gegebene Indikator-Artengruppe haben.

Für die Berechnung des Biodiversitätspotenzials eines landwirtschaftlichen Betriebs mit seinen Habitats und seinen Bewirtschaftungsmassnahmen wird die Anzahl Punkte, welcher dieser erhält mit der Anzahl Punkte des besten und schlechtesten, möglichen Betriebs verglichen, das heisst mit den Betrieben, die die kleinste  $N_{exp}$  (siehe Kap. 4.5.2.2, Formel (12), Lösung 2) und die grösste  $N_{exp}$  für eine gegebene Indikator-Artengruppe haben.

## 5 Grenzen und Validierung der Methode

Die Methode wird zurzeit mit Hilfe von aus der landwirtschaftlichen Praxis abgeleiteten Szenarien getestet (Nemecek *et al.* 2005). Die Plausibilität der erhaltenen Ergebnisse wird mit Hilfe der für die Charakterisierung und Gewichtung hinzugezogenen Experten geprüft werden. In den folgenden Kapiteln werden die Grenzen der Methode diskutiert. Ebenso wird die Bedeutung der noch zu leistenden Ergänzungen unterstrichen.

### 5.1 Systemgrenze

**Die physischen Kompartimente (Makro- und Mikrohabitate)** – Der Boden (hypogäischer Lebensraum) ist durch die Wahl der Indikatoren sehr schlecht vertreten (einzig die Kleinsäuger liefern dazu Informationen). In unserer Methode ist die Evaluierung der Wirkungen landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität des Bodens schlecht berücksichtigt. Dazu müssten insbesondere die Regenwürmer, Collembolen, Milben und Mikroorganismen integriert werden, wobei zusätzliche Informationen bezüglich ihrer Diversität und ihrer Empfindlichkeit auf landwirtschaftliche Tätigkeiten verfügbar sein müssten. Weiter ist die Drainage der Parzellen (als erste Wirkung landwirtschaftlicher Tätigkeit), um den Anbau von Kulturen zu ermöglichen, nicht berücksichtigt. Dabei hat die Trockenlegung von Flächen einen wichtigen Einfluss auf die Biodiversität, insbesondere auf die Flora und die Amphibien. Obwohl die Streuwiesen (Wiesen auf feuchten oder überschwemmten Böden), Wassergräben, Sümpfe und Weiher einen grossen Teil der wichtigen Lebensräume für die Flora und Fauna der feuchten Lebensbedingungen abdecken, können sie die schädlichen Effekte der Drainage von anderen Flächen auf die Arten, die von diesen Lebensräumen abhängen, nicht vollständig kompensieren.

**Räumliche Grenzen** – Der betrachtete Raum für die Entwicklung der Methode ist die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN). Die Biodiversität der Lebensräume, die nicht zur LN gehören (Siedlungen, Gewerbe- und Industriezonen, Wälder, natürliche Lebensräume), sind nicht eingeschlossen, ebenso wenig ihre Interaktion mit der Biodiversität der Agrar-Ökosysteme. Die Notwendigkeit das Verteilungsmuster der Biodiversität auf Landschaftsstufe zu studieren und dabei alle Typen von Lebensräumen einzuschliessen, ist anerkannt, um die bestimmenden Antriebskräfte zu verstehen (Burel *et al.* 1998, Duelli & Obrist 2003, Jeanneret *et al.* 2003b). Dazu liefert die Methode einen Prognosewert zur Verteilung der Biodiversität (d.h. ein Potenzial) auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen und keine Evaluation aller Habitate einer Kulturlandschaft.

**Regionalisierung und Zielarten** – Die entwickelte Methode erlaubt bislang nicht die Wirkungen von spezifischen, regionalen Massnahmen, die auf gewisse Zielhabitate und –arten ausgerichtet sind, zu beurteilen. Hingegen ist die Methode genügend flexibel, um die Anpassung von Noten und Gewichtungskoeffizienten entsprechend den regionalen Zielen zu ermöglichen. Wenn beispielsweise die Einführung der Hecken für die Vögel in einer gegebenen Region als nicht positiv wahrgenommen wird, weil andere Lebensräume für andere Arten berücksichtigt sind, dann müssen die Noten und Gewichtungskoeffizienten für die Hecken angepasst werden. Der Anwendungsbereich der Methode beschränkt sich auf die Schweiz.

### 5.2 Grenzen der Interpretation

Mit der in diesem Bericht vorgestellten Methode wird die Wirkung einer landwirtschaftlichen Aktivität auf die Biodiversität in Relation zur Belegung des Habitats interpretiert: Die Referenzgrösse (oder funktionelle Einheit – gemäss Terminologie der Ökobilanzierung) für die

Biodiversitätspunkte ist als Flächeneinheit pro Zeit ausgedrückt (z.B. ha\*Jahr). Es ist jedoch nicht möglich das erhaltene Resultat mit Hilfe des Ertrags (ausgedrückt in kg TS / ha Jahr) umzurechnen und daraus beispielsweise die Biodiversitätspunkte pro erzeugte Produktionsmenge auszudrücken. Diese Beschränkung ist nicht eine Folge einer der Biodiversität innewohnenden Eigenschaft, sondern des Umstandes, dass die Methode eine Veränderung der Biodiversität und nicht einen absoluten Wert ausdrückt. Das Biodiversitätspotential, welches ein Habitat hat, wenn eine bestimmte landwirtschaftliche Tätigkeit nicht ausgeführt wird, ist nicht bekannt, ist aber nicht Null. Um dieses zu definieren, müssten alternative Nutzungsszenarien geschaffen werden, die sich aufgrund der Hypothesen zwischen der Rückkehr zu einem natürlichen Zustand und einem intensiv genutzten Zustand bewegen würden. Diese Variation erklärt, weshalb solche alternativen Szenarien nicht Teil der Methode im engeren Sinn sind.

Daher muss ein Anwender der Methode, welcher eine Analyse der Biodiversitätspunkte für eine andere Referenzgrösse, als Flächeneinheit pro Zeit durchzuführen wünscht, folgendes beachten:

- definieren der alternativen Nutzung der Fläche für den Fall, bei dem die landwirtschaftliche Aktivität nicht stattfindet. Insbesondere, wenn mehrere Varianten der landwirtschaftlichen Tätigkeit zu verschiedenen hohen Erträgen führen, muss definiert werden, welche Aktivitäten auf den Flächen erfolgen, die durch die Varianten mit den höchsten Erträge frei werden.
- Berechnung der Biodiversitätspunkte, nicht nur für die betreffende landwirtschaftliche Aktivität, sondern auch für die alternativen Nutzungen.
- Sich Versichern, dass der räumliche und zeitliche Rahmen der verglichenen Varianten derselbe ist.

### **5.3 Grenzen durch Wahl der Indikatoren**

Jeder Organismus trägt zur gesamten Biodiversität bei und liefert seinen Anteil an Informationen über den Lebensraum und seinen Veränderungen. Jeder Ausschluss eines Organismus kommt einem Verlust an Informationen gleich und verringert folglich die Aussagekraft des Ökobilanz-Resultats einer Aktivität. Insbesondere sind eine Vielzahl von artenreichen Insektengruppen, z.B. die Parasitoiden, die eine wichtige Rolle im Agrar-Ökosystem spielen, nicht berücksichtigt (siehe §2.3.4). Gleichermassen ist die trophische Gruppe der Destruenten mit den Schnecken nur marginal berücksichtigt. Die Parasitoiden und Destruenten spielen jedoch eine zentrale Rolle in der Nahrungskette und repräsentieren ein sehr wichtiges Kompartiment der Biodiversität.

Kein Indikator oder keine Gruppe von Indikatoren erlaubt eine allgemeingültige Extrapolation der Wirkung von landwirtschaftlichen Aktivitäten auf einen anderen Organismus. Dennoch gibt eine Gruppe von Indikatoren (wie in dieser Methode festgelegt) eine brauchbare Antwort als Managementinstrument, wenn sie so viele physische Kompartimente (Makro- und Mikrohabitat, räumliche Massstäbe) wie möglich abdeckt und auf die funktionellen Einheiten (trophische Stufen) der Biodiversität ausgerichtet ist.

### **5.4 Validierung**

Die Validierung der Methode mit Biodiversitätsmassnahmen im Feld wurde noch nicht durchgeführt. In der Tat ist eine Validierung auf der höheren Aggregationstufe des landwirtschaftlichen Betriebs notwendig, obschon die festgelegten Noten für die Wirkung jeder landwirtschaftlichen Aktivität (Charakterisierung) und ihrer Gewichte, einschliesslich der

Habitatsgewichte (Gewichtung) das Ergebnis einer ausgedehnten Zusammenstellung von Resultaten von Feldstudien und von Expertenwissen sind. Eine solche würde durch den Vergleich von durch die Anwendung der vorliegenden Methode erhaltenen Resultaten auf der Basis von Betriebsdaten und von Biodiversitätsdaten, die auf dem Feld erhoben würden, vollführt. Mehr noch, die noch unbekanntem Aspekte der Wirkung gewisser landwirtschaftlicher Aktivitäten und die Rolle von gewissen Habitaten auf die Biodiversität müssten an Beispielen untersucht und validiert werden. Gleichwohl müssen die folgenden Überlegungen zu den Grenzen der Validierung erwähnt werden:

**Räumliche Grenzen** – Die beobachtete Biodiversität ist abhängig von der geographischen Lage des Landwirtschaftsbetriebes in der Region. Selbst wenn die landwirtschaftlichen Aktivitäten auf diesem Betrieb – ökologisch betrachtet – korrekt sind, was durch die Ökobilanz gezeigt würde, könnten die Felduntersuchungen eine andere Realität offenbaren; jene einer sehr negativen Situation für die Biodiversität als Folge einer zu intensiven Bewirtschaftung in der unmittelbaren Umgebung des untersuchten Betriebs.

**Zeitliche Grenzen** – Die auf einem Landwirtschaftsbetrieb beobachtete Biodiversität ist abhängig von seiner Geschichte und jener der Region, in welcher er sich befindet. Sie ist das Ergebnis einer Vielzahl von Bewirtschaftungsjahren und nicht nur von der aktuellen Bewirtschaftung. Selbst wenn die aktuellen landwirtschaftlichen Aktivitäten auf diesem Betrieb ökologisch betrachtet korrekt sind, was durch die Ökobilanz gezeigt würde, könnten die Felduntersuchungen eine andere Realität offenbaren: Eine sehr negative Situation für die Biodiversität aufgrund einer in der Vergangenheit zu intensiv betriebenen Bewirtschaftung.

**Grenzen der Machbarkeit** – Die Liste der ausgewählten Indikatoren erlaubt die theoretische Evaluierung der Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität basierend auf Resultate von anderen Studien und den Kenntnissen von Experten. Um die Resultate des Prognosewerkzeugs mit Biodiversitätsmessungen (operationelle Evaluierung) im Feld zu validieren, müssen die dazu notwendigen Investitionen (siehe Kap. 2.3.2.4, ISO-Norm Kriterium 5) in Betracht gezogen werden. Um nun ein vernünftiges Einsatzniveau (gering oder mittel entspricht zwei bis vier Tage pro Indikator für einen Betrieb von 20 ha) zu erreichen, müssen sich die Massnahmen auf die Auswahl von den Artengruppen Grasland- und Waldflora, Segetalflora, Vögel, Amphibien, Schnecken, Tagfalter und Heuschrecken (siehe Tabelle 3) beschränken. Die Kleinsäuger, Spinnen, Laufkäfer sowie Bienen und Hummeln können aus Gründen des Fangens und Beobachtens nicht mit diesem beschränkten Einsatz berücksichtigt werden. Als Folge können gewisse Makro- und Mikrohabitate, wie die Streuschicht in den Ackerkulturen, nicht mehr korrekt bewertet werden.

Die oben aufgezählten Grenzen erschweren die Interpretation der Korrelationen zwischen den Feldbeobachtungen und der landwirtschaftlichen Praxis, wenn letztere nicht auf einem Monitoringprogramm der Biodiversität und der landwirtschaftlichen Aktivitäten beruhen, welche sich auf einer genügend grossen Anzahl von Betrieben während einer genügend langen Periode abstützt, um statistisch gesicherte Resultate zu erhalten. Diese Schwierigkeiten können dennoch durch eine gute Kenntnis der Bewirtschaftungsgeschichte der Betriebe und ihrer geografischen Lage gemildert werden.

## 6 Schlussfolgerung

Die Methode ist ein wesentlicher Schritt zur Integration der neuen Wirkungskategorie Biodiversität in die Ökobilanzierung von landwirtschaftlichen Systemen. Mit ihrer Entwicklung konnten wir zeigen, dass es möglich ist die gesamten Wirkungen von menschlichen Aktivitäten – in diesem Fall die Aktivitäten der landwirtschaftlichen Produktion – auf die Biodiversität zu

beurteilen unter Berücksichtigung der vielfältigen Facetten, sowohl der landwirtschaftlichen Aktivitäten als auch der Biodiversität.

Die Methode, die sich auf eine beachtliche Zahl von publizierten wissenschaftlichen Arbeiten und Expertenwissen stützt, erlaubt den Vergleich von verschiedenen Produktionssystemen bezüglich ihrer Wirkung auf die Biodiversität. Mehr noch, sie erlaubt die Wirkung von Szenarien zu prognostizieren und kann daher eine wichtige Rolle als Hilfe zur Entscheidungsfindung spielen. Dennoch benötigt die Methode noch eine Validierung auf Stufe des landwirtschaftlichen Betriebs.

Dank verschiedenen möglichen Aggregationsstufen erlaubt sie ebenfalls die Wirkung pro Bewirtschaftungskategorie (z.B. Pflanzenschutzmitteleinsatz, Mahd), pro Kultur, pro Fruchtfolge, pro Betriebszweig und pro Betrieb zu unterscheiden. Zusätzlich ermöglicht ihre grosse Flexibilität die Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten und der Bewirtschaftung des Betriebs getrennt für jede einzelne Indikator-Artengruppe zu untersuchen und dabei zur Festlegung von Naturschutzstrategien beizutragen.

Die Methode ist nicht erschöpfend (gewisse Organismen sind nicht berücksichtigt, das Kompartiment Boden, das trophische Niveau der Parasitoiden und der Destruenten, die Spezialkulturen und der Gemüsebau werden nicht abgedeckt) und ist offen für die Integration von Ergänzungen und einer weiteren Entwicklung.

## 7 Literaturverzeichnis

- Barbault, R. 1992. *Ecologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution*. Masson, Paris. 273 pp.
- Blick, T., L. Pfiffner, and H. Luka. 2000. Epigäische Spinnen auf Äckern der Nordwest-Schweiz im mitteleuropäischen Vergleich (Arachnida: Araneae). *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Ent.* **12**:267-276.
- Briemle, G., and C. Fink. 2002. *Wiesen, Weiden und anderes Grünland: Biotope erkennen, bestimmen, schützen*. Claus-Peter Hutter, Stuttgart. 152 pp.
- Brosson, P. 1999. Le diagnostic agri-environnemental pour une agriculture respectueuse de l'environnement - Trois méthodes passées à la loupe. Solagro, Toulouse.
- Burel, F., and J. Baudry. 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **55**:193-200.
- Burel, F., J. Baudry, A. Butet, P. Clergeau, Y. Delettre, D. Le Coeur, F. Dubs, N. Morvan, G. Paillat, S. Petit, C. Thenail, E. Brunel, and J.-C. Lefeuvre. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* **19**:47-60.
- Crocker, D. R., P. Prosser, P. V. Irving, P. Bone, and A. Hart. 2002. Estimating avian exposure to pesticides on arable crops. Pages 237-244 in N. D. H. Boatman, editor. *Birds and Agriculture*. AAB Office, c/o Horticulture Research International, Wellesbourne, Warwick.
- Dajoz, R. 2000. *Précis d'écologie*. 7ème édition. Dunod, Paris. 615 pp.
- Davidson, C., H. B. Shaffer, and M. R. Jennings. 2002. Spatial tests of the pesticide drift, habitat destruction, UV-B, and climate-change hypotheses for California amphibian declines. *Conservation Biology* **16**:1588-1601.
- Detzel, P. 1991. *Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera)*. Dissertation der Universität Tübingen, Tübingen.
- Dietl, W., and J. Lehmann. 2004. *Ökologischer Wiesenbau. Nachhaltige Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden*. Österreichischer Agrarverlag, Leopoldsdorf. 136 pp.
- Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **62**:81-91.
- Duelli, P., and M. K. Obrist. 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* **7**:297-309.
- Duelli, P., and M. K. Obrist. 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* **4**:129-138.
- Erhardt, A. 1985. Diurnal lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *Journal of Applied Ecology* **22**:849-861.
- Friebe, B. 1998. *Verfahren zur Bestandaufnahme und Bewertung von Vetrieben des Organischen Landbaus im Hinblick auf Biotop- und Artenschutz und die Stabilisierung des Agrarökosystems*. Verlag Dr. Köster.
- Gonseth, Y., and G. Mulhauser. 1995. *Bioindication et surfaces de compensation écologique*. CSCF, BUWAL. 135 pp.
- Henderson, I. G., J. Cooper, R. J. Fuller, and J. Vickery. 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* **37**:335-347.
- Holland, J. M. 2002a. *The agroecology of Carabid Beetles*. Intercept Limited, Andover. 356 pp.
- Holland, J. M. 2002b. Carabid beetles: their ecology, survival and use in agroecosystems. Pages 1-40 in J. M. Holland, editor. *The Agroecology of Carabid Beetles*. Intercept, Andover.
- Hunsaker, C. T. 1993. New concepts in environmental monitoring: the question of indicators. *The Science of the Total Environment Supplement*:77-95.
- Huston, M. A. 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. 1. Auflage edition. Cambridge University Press, Cambridge. 681 pp.

- Ingrisch, S., and G. Köhler. 1998. Habitatveränderungen und ihre Folgen. Pages 327-342 in S. Ingrisch and G. Köhler, editors. *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- ISO 14040. 1997. *Umweltmanagement/Ökobilanz*. ISO (International Organization for Standardization, Geneva).
- ISO 14042. 2000. *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment*. ISO (International Organization for Standardization), Geneva.
- Jeanneret, P., S. Aviron, B. Schüpbach, T. Walter, and F. Herzog. 2006. The role of ecological compensation areas on spider assemblages in crop fields in Switzerland. *Bulletin IOBC wprs* **29**:65-68.
- Jeanneret, P., F. Bigler, and A. Lips. 1996. *Evaluation des mesures d'écologie dans l'agriculture. Module 21 Biodiversité*. Agroscope FAL Reckenholz.
- Jeanneret, P., B. Schüpbach, and H. Luka. 2003a. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **98**:311-320.
- Jeanneret, P., B. Schüpbach, L. Pfiffner, and T. Walter. 2003b. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* **18**:253-263.
- Jenny, M., O. Holzgang, and N. Zbinden. 2005. *La Perdrix grise – symbole d'un paysage agricole diversifié*. Avifauna Report Sempach 4, Sempach. 60 pp.
- Jolliet, O., R. Muller-Wenk, J. Bare, A. Brent, M. Goedkoop, R. Heijungs, N. Itsubo, C. Pena, D. Pennington, J. Potting, G. Rebitzer, M. Stewart, H. U. de Haes, and B. Weidema. 2003. The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. Pages 394-404 in *International Conference on Life Cycle Assessment/Life Cycle Management*, Seattle, WA.
- Kaule, G. 1991. *Arten- und Biotopschutz*. UTB Grosse Reihe, Ulmer.
- Klaus, G., J. Schmill, B. Schmid, and P. Edwards. 2001. *Diversité biologique: les perspectives du siècle naissant (résultats du projet suisse consacré à la biodiversité)*. Birkhäuser edition, Bâle.
- Köllner, T. 1999. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production* **8**:282-312.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss, and M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology* **7**:796-808.
- Kromp, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**:187-228.
- Kuchen, S., D. Schaffner, and D. Schaerer. 1999. Bandes culturales extensives – diversité dans les champs cultivés. *Revue UFA*.
- Lindeijer, E., M. van Kampen, P. Fraanje, H. van Dobben, G. J. Nabuurs, E. Schouwenberg, D. Prins, N. Dankers, and M. Leopold. 1998. Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA. *Publicatiereeks Grondstoffen 1998/07, IVAM Environmental Research*. 60 pp.
- Löbbert, M., K.-H. Kromer, and C. C. Wieland. 1994. Einfluss von Mäh- und Mulchgeräten auf die boden-nahe Fauna. *Forschungsberichte „Integrative Extensivierungs- und Naturschutzstrategien“*:7-26.
- Luczak, J. 1979. Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* **5**:151-200.
- Luff, M. L. 1987. Biology of polyphagous ground beetles in agriculture. *Agricultural Zoology Reviews* **2**:237-278.
- Luff, M. L. 2002. Carabid assemblage organization and species composition. Pages 41-79 in J. M. Holland, editor. *The Agroecology of Carabid Beetles*. Intercept, Andover.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Chapman and Hall, London.

- Marc, P., A. Canard, and F. Ysnel. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**:229-273.
- Marzio, M.-C., and C. Jolivet. 1997. A Méron, l'Outarde volera-t-elle au secours des messicoles? *Crex* **2**:63-73.
- May, R. M., and M. P. H. Stumpf. 2000. Ecology - Species-area relations in tropical forests. *Science* **290**:2084-2086.
- McLaughlin, A., and P. Mineau. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **55**:201-212.
- Müller-Wenk, R. 1998. Land use - The main threat to species: How to include land use in LCA. Institut für Wirtschaft und Ökologie, Universität St. Gallen. 1-44 pp.
- Nemecek, T., G. Gaillard, and A. Zimmermann. 2004. Referenzwerte für Ökobilanzen von Landwirtschafts-betrieben. *Agrarforschung* **11** 324-329.
- Nemecek, T., O. Huguenin-Elie, D. Dubois, and G. Gaillard. 2005. Oekobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich. 155 pp.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* **4**:355-364.
- Oppermann, R., and A. Krismann. 2001. Naturverträgliche Mähetechnik und Populationssicherung. BfN-Skripten 54, Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN), Bonn. 76 pp.
- Oppermann, R., J. Reichholf, and J. Pfadenhauer. 1987. Beziehungen zwischen Vegetation und Fauna in Feuchtwiesen. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. **62**:347-379.
- Pearson, D. L. 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. Pages 75-79 in D. L. Hawksworth, editor. *Biodiversity, Measurement and Estimation*. Chapman & Hall, London.
- Pfiffner, L., J.-M. Besson, and U. Niggli. 1995. DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Untersuchungen über die epigäischen Nutzarthropoden, insbesondere über die Laufkäfer (Col. Carabidae), in Winterweizenparzellen. *Schweiz. Landw. Forschung, Sonderheft DOK* **1**:265-273.
- Reid, W. V., J. A. McNeely, D. B. Tunstall, D. A. Bryant, and M. Winograd. 1993. Biodiversity indicators for policy-makers. World Resources Institute, New York. 1-42 pp.
- Relyea, R. A. 2005. The lethal impact of roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications* **15**:1118-1124.
- Rossier, D., and G. Gaillard. 2001. Bilan écologique de l'exploitation agricole: Méthode et application à 50 entreprises. Service romand de vulgarisation agricole (srva), Landwirt. Beratungszentrale (LBL), sur mandat de l'Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne. 1-105; annexes:101-157 pp.
- Ryser, J.-P., U. Walther, and H. Menzi. 1994. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbages. *Revue suisse d'Agriculture* **26**:193-246.
- SRVA/LBL. 2004. Compensation écologique dans l'exploitation agricole. Service romand de vulgarisation agricole, Landwirtschaftliche Beratungszentrale, Lausanne, Lindau.
- Stoate, C., N. D. Boatman, R. J. Borralho, C. Rio Carvalho, G. R. de Snoo, and P. Eden. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**:337-365.
- Stork, N. E., and M. J. Samways. 1995. Inventorying and Monitoring. Pages 475-517 in V. H. Heywood and R. T. Watson, editors. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press.
- Thiele, H. U. 1977. *Carabid Beetles in their Environments*. Springer, Berlin.

- Tietze, F. 1985. Veränderungen der Arten- und Dominanzstruktur in Laufkäfertaxozönosen (Coleoptera - Carabidae) bewirtschafteter Graslandökosysteme durch Intensivierungsfaktoren. *Zool. Jb. Syst.* **112**:367-382.
- Tremmel-Trattnig, U. 1992. Raupen-Bestandsanalysen (Insecta, Lepidoptera) in einschürigen und ungemähten Wiesen des Sausals (Südostösterreich) unter Berücksichtigung der Mikroklimata. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **1**:141-146.
- Usher, M. B., and R. G. Jefferson. 1991. Creating new and successional habitats for arthropods. Pages 263-291 in N. M. Collins and J. A. Thomas, editors. *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press Limited, Imperial College, London.
- van Wingerden, W. K. R. E., A. R. van Kreveld, and W. Bongers. 1992. Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology* **113**:138-152.
- Walter, T., and K. Schneider. 2001. Eco-Fauna-Database: A Tool for Both Selecting Indicator Species for Land Use and Estimating Impacts of Land Use on Animal Species (PDF ~ 154 KB) in OECD expert meeting on agri-biodiversity indicators.
- Weidema, B. P., and E. Lindeijer. 2001. Physical impacts of land use in product life cycle assessment - Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Lyngby. 52 pp.
- Whittaker, R. H. 1969. New concepts of kingdoms of organisms. *Science* **163**:150-160.

**Anhang 1: Intensität der Landnutzung gegliedert in drei Ebenen: Bewirtschaftungskategorien I, II und III (siehe Kap. 3).**

Betroffene Habitate Typ I	Bewirtschaftungskategorie I	Bewirtschaftungskategorie II	Bewirtschaftungskategorie III
Alle	Düngung	Anorganisch	Ammonsalpeter
			Ammonsulfat
			Harnstoff
			Kalk-Ammonsalpeter
			Kalksalpeter
			Kalkstickstoff
			Diammonphosphat
			Kaliumnitrat
			Superphosphat
			Triple Superphosphat
			Thomasmehl 17%
			Thomaskali
			Patentkali
			Kalisulfat
			Korn-Kali 40%
			Kalisalz 60%
			Magnesiumsulfat
			spezifische Mehrnährstoffdünger
	Organisch	Frisch-Mist	
		verrotteter Mist	
		Harngülle	
		Vollgülle	
		verdünnte Vollgülle	
		Kompost	
		Klärschlamm	
		Menge	
		Häufigkeit (Störungsfaktor)	
		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	
	Pflanzenschutz	Fungizid	Technik
			Typ
			Menge
			Häufigkeit (Störungsfaktor)
		Insektizid	Zeitpunkt (Störungsfaktor)
Typ			
Menge			
Häufigkeit (Störungsfaktor)			
Mausregulierung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	
		Fallen	
Schneckenregulierung		Köder	
		Vergasung	
Unkrautregulierung		Schneckenkörner	
		Häufigkeit (Störungsfaktor)	
Unkrautregulierung: Herbizid		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	
	Typ		
	Menge		
	Zeitpunkt (Störungsfaktor)		
Unkrautregulierung: Mechanisch	Einzelstockbehandlung		
	Reinigungsschnitt		
Unkrautregulierung: Thermisch			
Wachstumsregulatoren	-	-	
Bewässerung	-	-	
Ackerland + teilweise öAF	Bodenbearbeitung und Saat		Bearbeitungs- Art und Tiefe
			Zeitpunkt (Störungsfaktor)
	Ernte		Rückstände
			Zeitpunkt (Störungsfaktor)
	Fruchtfolge 6 Jahren	Gliederung (6 Jahre)	Anzahl Kulturen
Zwischenfutter / Gründüngung in		Anzahl Zwischenfrüchte	

Betroffene Habitate Typ I	Bewirtschaftungskategorie I	Bewirtschaftungskategorie II	Bewirtschaftungskategorie III	
		der Fruchtfolge		
	Bodenbedeckung	Dauer der Bodenbedeckung im Jahr	Anzahl Monate	
	Pflanzung (Kartoffeln)		Bearbeitungstiefe Zeitpunkt (Störungsfaktor)	
Grasland + Ansaatwiesen + teilweise öAF + Ränder	Schnittnutzung		Anzahl Nutzung	
			Mähetechnik	
			Höhe	
			Grossballensilage	
			Herbstweide Zeitpunkt (Störungsfaktor)	
	Weidenutzung			Anzahl Nutzung
				Besatzdichte
				Zeitpunkt (Störungsfaktor)
		Pflege		Säuberungsschnitt
				Mähetechnik
				Höhe
				Mulchen
				Wiesenstriegel
				Zeitpunkt (Störungsfaktor) keine Pflege
Tierart			Milchkuh	
			Mutterkuh/Mutterkuhkalb	
			Aufzuchtrind <1-jährig	
			Aufzuchtrind 1- bis 2-jährig	
			Aufzuchtrind >2-jährig	
			Schaf/ Milchschaaf	
			Ziege	
			Stute mit Fohlen	
			anderes Pferd / Fohlen	
			Rothirsch	
		Bison <3-jährig		
		Bison >3-jährig		
		Damhirsch		
		Lama <2-jährig		
		Lama >2-jährig		
		Alpaka <2-jährig		
		Alpaka >2-jährig		
öAF	Schnitt Brache	-	-	
	Schnitt Hecke	-	-	
	Streifenbreite	-	-	
	Anzahl Hochstamm-Feldobstbäume Typ 8, Einzelbäume, Alleen Typ 9	-	-	
	Fläche Ruderalflächen Typ 12	-	-	
	Länge Trockenmauern Typ 13, unbefestigte Wege Typ 14	-	-	
	Fläche (gesamt)	-	-	
	Anzahl Typen	-	-	
Anordnung	Räumliche Anordnung der öAF	Vernetzungskonzept		
Ränder	Dimension	-	Breite	

**Anhang 2: Rechenbeispiel der Biodiversitätspunkten.**

Das nachfolgende Beispiel beschreibt die Berechnungsetappen, die zu den Habitatsbiodiversitätspunkten für ein Merkmal einer Indikator-Artengruppe in einer intensiven Dauerwiese führen (Tab. 12):

Charakterisierung: Jede Bewirtschaftungsoption der Bewirtschaftungskategorie III ist benotet ( $N$ ).

Gewichtung: Der finale Gewichtungskoeffizient  $C_{fin}$  ist gegeben durch das arithmetische Mittel der finalen Koeffizienten ‚Habitat‘ (Wert hier 8 für alle Optionen) und ‚Bewirtschaftung‘ (Wert 8 oder weniger). Die gewichtete Note  $N_{opt}$  für jede Option wird erreicht durch das Produkt von der Note  $N$  und des finalen Gewichtungskoeffizient  $C_{fin}$ .

Wahl der Optionen: Die vorkommenden Optionen in einem gegebenen Fall werden in einer separaten Spalte der Tabelle eingetragen. Für den gewählten Habitatstyp, die intensive Dauerwiese, gibt es vier Nutzungszeitpunkte: Im April, Mai, Juli und August. Die Anzahl Schnitte wird mit der Option „intensive Wiese“ benotet, hier  $N_{opt} = 8$ . Für die gewählte Indikator-Artengruppe ist die Mahd im April und im August besonders schädlich ( $N_{opt} = 8$ ). Dies wiederum bestimmt in der Folge die finale Note für die Schnittzeitpunkte (siehe Kap. 4.5.1.1). Für eine Indikator-Artengruppe, welche durch die Bewirtschaftungsmassnahme für die restliche Dauer der Vegetationsperiode praktisch definitiv von der Parzelle eliminiert ist, und die aufgrund ihres Entwicklungszyklus keine Möglichkeit hat die Parzelle wieder zu besiedeln, geschieht die Berechnung der Habitatnote wie folgt:

$$M_{hab} = \frac{13.5 + 21 + 7 + 21 + 8 + 8 \text{ (d.h. die tiefste Note aus 8, 8, 16 und 16)} + 8 + 16 + 16}{9} = 13.2$$

Im Falle einer Indikator-Artengruppe, für welche die Schnittzeitpunkte keine entscheidende Rolle für ihr Fortbestehen auf der Parzelle haben, wird der Mittelwert der Biodiversitätspunkte für die vier Schnittzeitpunkte gebildet:

$$M_{hab} = \frac{13.5 + 21 + 7 + 21 + 8 + 12 \text{ (d.h. der Mittelwert aus 8, 8, 16 und 16)} + 8 + 16 + 16}{9} = 13.6$$

**Tabelle 12: Auszug der Charakterisierungstabelle und Berechnungsbeispiel für die finale Note eines Merkmals von einer Indikator- Artengruppe in einer Dauerwiese, deren finaler Koeffizient 'Habitat' den Wert 8 hat bezogen auf die Pflanzenschutzmittel und die Intensität der Nutzung. Die Dauerwiese wird mit vier Schnittnutzungen intensiv genutzt. n.a.: nicht verfügbar.**

Mode d'exploitation - Niveau I	Mode d'exploitation - Niveau II	Mode d'exploitation - Niveau III	Coefficient final 'Exploitation' CfinE	Coefficient final 'Habitat' CfinH	Coefficient de pondération final Cfin	Option	Note N	Note pondérée (Nopt=N*Cfin)	Exemple d'un choix d'options et Nopt
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Einzelstockbehandlung	4	8	6	ja	3	18	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Typ	1	8	4.5	a. selektiv wirkendes Herbizid	3	13.5	13.5
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Typ	1	8	4.5	b. unselektiv wirkendes Herbizid	3	13.5	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Menge	6	8	7	a. tief (weniger als 75% der Normapplikation)	3	21	21
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Menge	6	8	7	b. 75%<Menge<100%	3	21	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Menge	6	8	7	c. hoch (mehr als 100% der Normapplikation)	2	14	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Zeitpunkt (Störungsfaktor)	6	8	7	a. Anfang Januar< x <Ende Mai	1	7	7
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Zeitpunkt (Störungsfaktor)	6	8	7	b. Anfang Juni< x <Ende August	2	14	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung: Herbizid	Zeitpunkt (Störungsfaktor)	6	8	7	c. Anfang September< x <Ende Dezember	3	21	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung	Häufigkeit (Störungsfaktor)	6	8	7	a. 0	3	21	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung	Häufigkeit (Störungsfaktor)	6	8	7	b. 1-2	3	21	21
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung	Häufigkeit (Störungsfaktor)	6	8	7	c. 3-4	2	14	
Pflanzenschutz	Unkrautregulierung	Häufigkeit (Störungsfaktor)	6	8	7	d. >=5	1	7	
Pflanzenschutz	Mausregulierung		6	8	7	keine Mausregulierung	n.a.	n.a.	n.a.
Pflanzenschutz	Mausregulierung	Fallen	1	8	4.5	ja	n.a.	n.a.	
Pflanzenschutz	Mausregulierung	Köder	1	8	4.5	ja	n.a.	n.a.	
Pflanzenschutz	Mausregulierung	Vergasung	1	8	4.5	ja	n.a.	n.a.	
Nutzung		Anzahl Nutzung	8	8	8	a. keine Nutzung (Stilllegung)	5	40	
Nutzung		Anzahl Nutzung	8	8	8	b. sehr extensive Wiesen	4	32	
Nutzung		Anzahl Nutzung	8	8	8	c. extensive Wiesen	4	32	
Nutzung		Anzahl Nutzung	8	8	8	d. wenig intensive Wiesen	2	16	
Nutzung		Anzahl Nutzung	8	8	8	e. mittel intensive Wiesen	1	8	
Nutzung		Anzahl Nutzung	8	8	8	f. intensive Wiesen	1	8	8
Nutzung		Anzahl Nutzung	8	8	8	g. zu intensive Wiesen	1	8	
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	a. Anfang November< x <Ende Februar	3	24	
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	b. März	1	8	
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	c. April	1	8	8
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	d. Mai	1	8	8
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	e. Juni	1	8	
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	f. Juli	2	16	16
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	g. August	2	16	16
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	h. September	3	24	
Nutzung		Zeitpunkt (Störungsfaktor)	8	8	8	i. Oktober	3	24	
Nutzung		Mähtechnik	8	8	8	a. Balkenmäherwerk	2	16	
Nutzung		Mähtechnik	8	8	8	b. Rotationsmäherwerk (Scheiben- od. Kreiselmäherwerk)	1	8	
Nutzung		Mähtechnik	8	8	8	c. Rotationsmäherwerk mit Aufbereiter	1	8	8
Nutzung		Höhe	8	8	8	a. < 8cm	2	16	16
Nutzung		Höhe	8	8	8	b. >= 8cm	3	24	
Nutzung		Grossballensilage	4	8	6	ja*	2	12	
Nutzung		Grossballensilage	4	8	6	nein*	3	18	
Nutzung		Herbstweide	8	8	8	ja*	2	16	16
Nutzung		Herbstweide	8	8	8	nein*	3	24	