



Publicatie 5 - Maart 2004

GEBRUIK VAN BIO-INDICATOREN VOOR ECOLOGISCH DUURZAME LANDBOUW: MOGELIJKHEDEN EN BEPERKINGEN

Marijke Meul, Frank Nevens, Dirk Reheul,
Hubert Gulinck en Georges Hofman

Referaat:

Meul, M., Nevens, F., Reheul, D., Gulinck, H. en Hofman, G. 2004. Gebruik van bio-indicatoren voor ecologisch duurzame landbouw: mogelijkheden en beperkingen. Stedula-publicatie 5. Steunpunt Duurzame Landbouw, Gontrode, 27 p.

Deze publicatie kunt u bestellen bij het Steunpunt Duurzame Landbouw.

© 2004 Steunpunt Duurzame Landbouw,
Potaardestraat 20, B-9090 Gontrode,
(tel.) 09/264.90.68, (fax.) 09/264.90.94, info@stedula.be

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Steunpunt Duurzame Landbouw.

Stedula wordt gefinancierd door de Vlaamse Gemeenschap in het kader van het programma "Steunpunten voor Beleidsrelevant Onderzoek". In deze mededeling wordt de mening van Stedula en niet van de Vlaamse Gemeenschap weergegeven. De Vlaamse Gemeenschap is niet aansprakelijk voor het gebruik dat kan worden gemaakt van de in deze mededeling opgenomen gegevens. V.U.: Frank Nevens

Inhoudstafel

1. Inleiding	1
2. Ecologische duurzaamheid	2
2.1. Optimaal functionerend agro-ecosysteem	2
2.2. Negatieve impacts op de omgeving: basismilieukwaliteit	2
2.3. Positieve bijdragen aan de omgeving	3
3. Indicatoren	4
3.1. Voorwaarden	4
3.2. Bio-indicatoren	4
4. Indicatoren uit biodiversiteit: een aantal voorbeelden	5
4.1. Ellenberg-indicatorwaarde en vermessing	5
4.2. Belgische Biotische Index en waterkwaliteit	6
4.3. Plantendiversiteit en vermessing	7
4.4. Biologische indicatoren voor bodemkwaliteit	8
4.5. Samengevat	9
5. Indicatoren voor biodiversiteit	10
5.1. Genetische diversiteit	10
5.2. Soortendiversiteit	13
5.3. Habitat- of ecosysteemdiversiteit	19
5.4. Indirecte indicatoren voor biodiversiteit in relatie tot landbouw	22
6. Conclusies	24
6.1. Indicatoren voor basismilieukwaliteit	24
6.2. Indicatoren voor ('wilde') biodiversiteit	24
7. Referenties	25

1. Inleiding

In het kader van het onderzoek rond ecologisch duurzame landbouw zoekt Stedula indicatoren om deze duurzaamheid te meten op bedrijfsniveau, op regionale schaal en op niveau Vlaanderen.

We vertrekken hierbij van bestaande kennis uit de literatuur. We verzamelen zo veel mogelijk informatie en data, en onderwerpen die aan een kritische analyse. Hieruit trachten we een set van haalbare, relevante indicatoren te ontwikkelen voor onze specifieke Vlaamse context.

In deze publicatie geven wij een overzicht van een aantal in de literatuur gebruikte of voorgestelde bio-indicatoren voor het bepalen van de ecologische duurzaamheid van de landbouw. We maken hierbij onderscheid tussen bio-indicatoren voor het meten van de milieukwaliteit en indicatoren voor het monitoren van biodiversiteit.

We belichten zowel hun relevantie als hun beperkingen naar bepaling en gebruik op de verschillende schaalniveau's. Het is hierbij niet onze bedoeling om een volledig overzicht te geven van alle mogelijke bio-indicatoren die in dit kader gebruikt worden.

Op onze klankbordgroepbijeenkomst 'Biodiversiteit en landbouw: relaties en indicatoren?' legden we deze indicatoren voor aan een groep van experts op het vlak van biodiversiteit en landbouw. De bedoeling van het klankbord was om de voorgestelde indicatoren kritisch te evalueren en uiteindelijk een selectie te maken van de meest geschikte indicatoren voor het bepalen van biodiversiteit in relatie tot landbouw voor de verschillende schaalniveau's in Vlaanderen.

In onderstaande tekst overlopen we de voorgestelde indicatoren en maken we een selectie van een aantal types van indicatoren, die ons het meest geschikt lijken voor het bepalen van biodiversiteit in relatie tot landbouw in Vlaanderen - rekening houdend met de bevindingen van de klankbordgroep.

2. Ecologische duurzaamheid

Onze werkdefinitie van ecologisch duurzame landbouw is: “landbouw waarbij het agro-ecosysteem optimaal functioneert, waarbij de negatieve impacts op de omgeving binnen aanvaardbare grenzen blijven en waarbij de positieve bijdragen aan de omgevingskwaliteit maximaal zijn”.

2.1. Optimaal functionerend agro-ecosysteem

Een optimaal functionerend agro-ecosysteem is een stabiel systeem, dat weinig kwetsbaar is. Deze stabiliteit wordt verzekerd door:

- het optimaliseren van de interne randvoorwaarden voor productie, door de kwaliteit van de primaire hulpbronnen (bodem, lucht, water, ...) op peil te houden;
- het maximaal sluiten van kringlopen door maximale efficiëntie en minimale afhankelijkheid van externe inputs;
- het voorzien van een voldoende brede ecologische basis, wat inhoudt dat er voldoende biodiversiteit - direct functionele en indirect functionele - aanwezig is.

2.2. Negatieve impacts op de omgeving: basismilieukwaliteit

De impact van landbouwactiviteit op de omgeving is aanvaardbaar indien de draagkracht van het natuurlijk ecosysteem niet wordt overschreden. De thema's die centraal staan bij de invloed van landbouwactiviteit op het milieu zijn genoegzaam bekend: gebruik van nutriënten ('vermesting'), verzuring, verdroging, druk door gewasbescherming, energieverbruik en broeikasgasemissies (Lauwers et al., 2002).

Basismilieukwaliteit moet in de eerste plaats bereikt worden door de negatieve impacts van landbouwactiviteiten te beperken. Voor een aantal van bovenstaande thema's bestaan duidelijke en welomlijnde doelstellingen en normen. Zo stelt de Europese nitraatrichtlijn dat de concentratie van nitraten in oppervlakte- en grondwater steeds lager moet zijn dan 50 mg per liter. Volgens het Kyoto-protocol moeten de broeikasgasemissies van België gedurende de periode 2008-2012 met 7,5% gedaald zijn t.o.v. 1990; Vlaanderen moet hierbij een vermindering realiseren van 5,2%.

Voor tal van andere thema's bestaan (nog) geen normen, maar weten we wel dat de negatieve impact van de landbouwsector verder beperkt moet worden. Van die landbouwactiviteiten die kunnen plaatsvinden binnen de gestelde normen gaat de voorkeur uit naar deze met de hoogste eco-efficiëntie, d.w.z. de hoogste verhouding van productie-output tot veroorzaakte milieubelasting.

2.3. Positieve bijdragen aan de omgeving

De landbouwsector levert actief positieve bijdragen aan het leefmilieu wanneer hij bewust normen en doelstellingen bereikt die scherper zijn dan deze gedefinieerd voor basismilieukwaliteit. Ook het leveren van energie- of waterdiensten zijn mogelijke positieve bijdragen.

Daarnaast is het herstellen, bewaren of bevorderen van biodiversiteit een belangrijke positieve bijdrage van ecologisch duurzame landbouw, gezien de grote invloed (zowel positief als negatief) van de landbouwsector op de rijkdom aan fauna en flora.

Biodiversiteit is een complex begrip met vele definities. Het toonaangevende Verdrag inzake Biologische Diversiteit (Rio de Janeiro, 1992) beschrijft biodiversiteit als "de variabiliteit onder levende organismen van allerlei herkomst, met inbegrip van, onder andere, terrestrische, mariene en andere aquatische ecosystemen en de ecologische complexen waarvan zij deel uitmaken; dit omvat mede de diversiteit binnen soorten, tussen soorten en van ecosystemen" [1].

In de problematiek van biodiversiteit in relatie tot landbouw onderscheidt men doorgaans drie niveaus (OECD, 2001; Wascher, 2000; [2]): genetische diversiteit, soortendiversiteit en ecosysteem- of habitatdiversiteit.

1. Onder genetische diversiteit verstaan we de verscheidenheid aan genen in gedomesticeerde planten en dieren¹ (zie Meul et al., 2004).
2. Soortendiversiteit is de verscheidenheid aan niet-gedomesticeerde ('wilde') planten, dieren, zwammen en micro-organismen.
3. Ecosysteem- of habitatdiversiteit verwijst naar de verscheidenheid aan ecosystemen die soorten huisvesten die gerelateerd zijn aan landbouw, of die afhankelijk zijn van habitats die voorkomen op en rond een landbouwbedrijf.

¹ Genetische diversiteit van 'wilde' planten en dieren is wellicht even belangrijk, maar de invloed van de landbouw is daar eerder indirect: versnippering en isolatie van habitats kan resulteren in genetische erosie van de aanwezige fauna en flora. Dit verband toont aan dat de invloed van landbouw op 'wilde' genetische diversiteit eerder werkt via habitatkwantiteit en -kwaliteit (3).

3. Indicatoren

3.1. Voorwaarden

Met een indicator willen we op een betrouwbare wijze de grootte van een welomschreven parameter of probleem bepalen zonder daarom noodzakelijk die parameter of dat probleem zélf te meten. Een goede indicator voldoet aan volgende voorwaarden (o.a. Delbaere, 2002; NERI, 1995):

1. Er bestaat een eenduidige relatie tussen de indicator en het onderliggend thema, probleem of specifiek veranderingsproces (relevantie, betrouwbaarheid).
2. Er bestaat een vaste, welomschreven methode om de indicatorwaarde te bepalen (herhaalbaarheid) en deze is maximaal onafhankelijk van externe invloedsfactoren.
3. De kosten (inclusief tijd) van de bepaling van de indicator moeten binnen gestelde perken blijven (haalbaarheid).
4. In sommige gevallen moeten er onder- en bovengrenzen ('benchmarks') kunnen bepaald worden om de gemeten indicatorwaarde te evalueren.

Vaak spreken voorwaarden 1 en 3 elkaar tegen en dient een compromis gevonden tussen haalbaarheid en betrouwbaarheid. Voorwaarde 4 is niet noodzakelijk voor alle indicatoren, in sommige gevallen is aan- of afwezigheid van de indicator al voldoende, of willen we een bepaalde evolutie beschrijven zonder daarbij specifieke onder- of bovengrenzen te beschouwen.

3.2. Bio-indicatoren

Vóór de conventie van Rio over biodiversiteit (1992) werd de term 'bio-indicator' veelal toegepast voor het gebruik van organismen of -groepen (elementen uit biodiversiteit) als signalen van verstoringen in het milieu. Het kan daarbij gaan over het al dan niet voorkomen van deze organismen, maar ook over ontwikkelingsexpressies, fenologische of populatiekenmerken die wijzen ten gevolge van milieuverstoringen.

Ná Rio '92 krijgt het begrip een bijkomende betekenis: het gebruik van organismen of -groepen of ook milieukenmerken als signalen van biodiversiteit zelf (elementen voor biodiversiteit).

4. Indicatoren uit biodiversiteit: een aantal voorbeelden

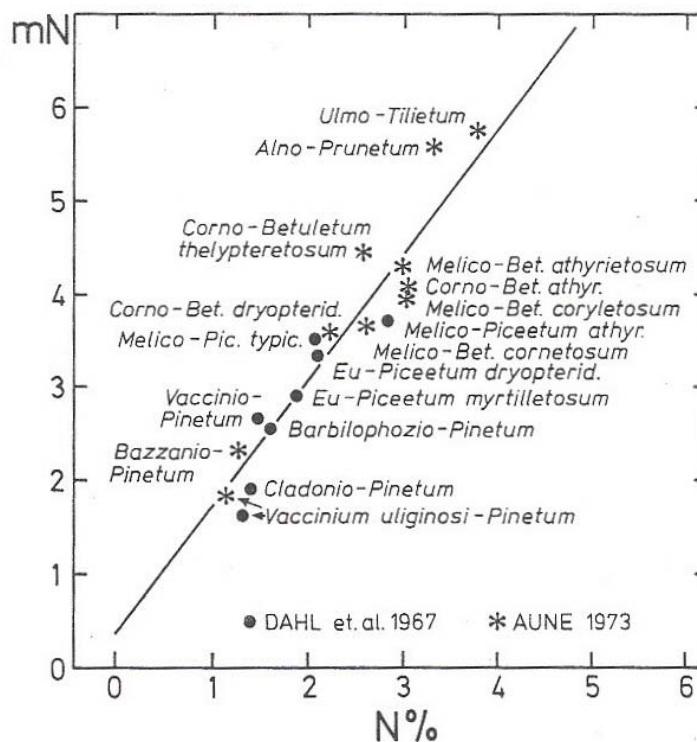
4.1. Ellenberg-indicatorwaarde en vermeting

Ellenberg (1992) werkte een omvangrijk systeem uit waarbij elke Midden-Europese vaatplant gekenmerkt wordt door een indicatorwaarde voor een reeks standplaatsparameters zoals vocht, stikstof, zuurtegraad, licht, temperatuur...

Voor wat betreft de N-rijkdom van de standplaats gaf Ellenberg de volgende 'N-Zeigerwert' aan de planten:

- 1: indicator voor sites die extreem arm zijn aan beschikbare N
- 3: indicator voor sites die relatief arm zijn aan beschikbare N
- 5: indicator voor sites met een intermediaire N-beschikbaarheid
- 7: indicator voor sites met een hoge N-beschikbaarheid
- 9: indicator voor sites met extreem veel N

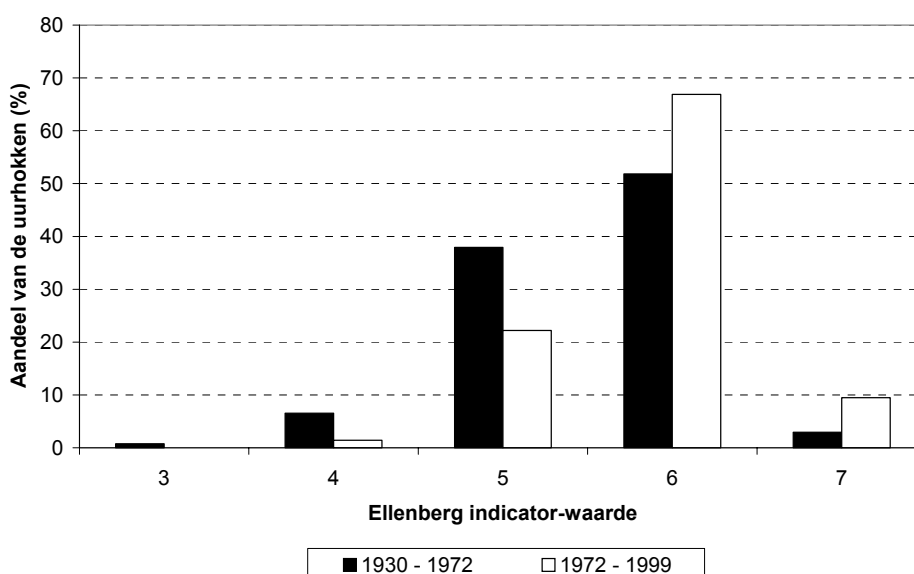
Dit is uiteraard een vrij empirische schaal, maar toegepast op plantengemeenschappen blijkt de relatie tussen de gemiddelde Ellenberg-indicatorwaarde en de gemeten bodem-N behoorlijk goed (Figuur 4.1).



Figuur 4.1. Een voorbeeld van de relatie tussen de gemiddelde N-indicatorwaarden van plantengemeenschappen (mN) in Noorse bossen en de gemeten totale N-gehalten van de bodem (Ellenberg, 1992)

Bijgevolg kan men stellen dat op een grotere schaal - en dus met grotere aantallen plantensoorten - het werken met gemiddelde Ellenberg-waarden een behoorlijk goed beeld kan geven van de (evolutie van) vermessing (specifiek N). Dit werken op een grotere schaal is ook nodig om ruis door andere beïnvloedingsfactoren (verzuring, verdroging...) te minimaliseren.

Voor Vlaanderen zien we een duidelijke verschuiving van de gemiddelde Ellenberg-N-indicatorwaarde tussen de waarnemingsperioden 1930–1972 en 1972–1999 (Figuur 4.2). Uit de toename van het aandeel populaties met een hoge Ellenberg indicatorwaarde (5, 6 en 7) en de afname van het aandeel populaties met een lage waarde (3 en 4), kunnen we afleiden dat de gemiddelde N-rijkdom van de bodem in Vlaanderen is toegenomen tussen de waarnemingsperioden 1930–1972 en 1972–1999.



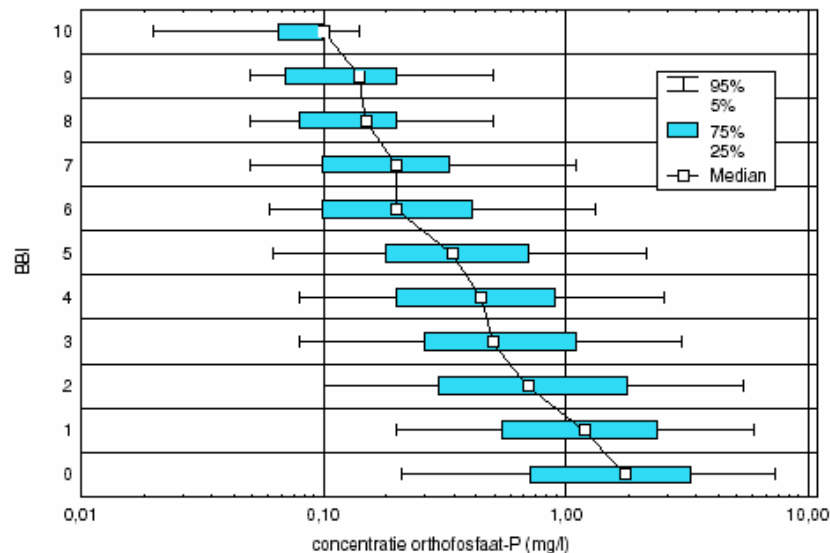
Figuur 4.2. Verdeling van de gemiddelde Ellenberg-N-indicatorwaarde van vaatplanten in Vlaanderen (Bron: Florabank Vlaanderen [3])

Het werk voor dergelijke inventarisaties is echter immens (vandaar ook de geringe frequentie van actualisering, Figuur 4.2), zodat voor evoluties op korte termijn andere indicatoren zich opdringen. Emissie van nutriënten kan bv. bepaald worden aan de hand van nutriëntenbalansen (Verbruggen et al., 2004).

4.2. Belgische Biotische Index en waterkwaliteit

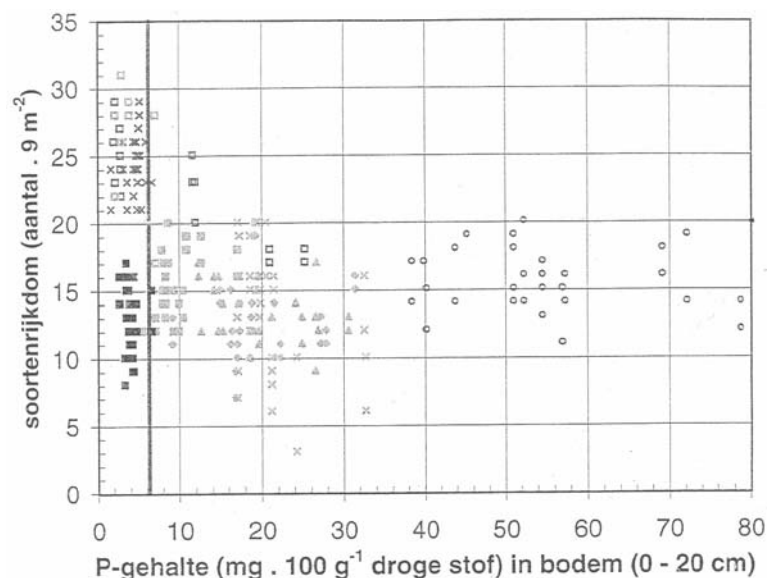
De Belgische Biotische Index (BBI; De Pauw en Vanhooren, 1983) is een indicator die een goed beeld geeft van de globale biologische waterkwaliteit van beken en rivieren (Dumortier et al., 2003). De index steunt op de soortenrijkdom en gevoeligheid van macro-invertebraten in het water (met het blote oog waarneembare ongewervelden zoals insecten, weekdieren, kreeftachtigen, wormen, e.d.). De indexwaarde schommelt tussen 0 (zeer slechte kwaliteit) en 10 (zeer goede kwaliteit).

Vermesting heeft een belangrijke invloed op waterkwaliteit. Toch is het verband tussen bv. fosforconcentratie in het water en de waargenomen BBI niet altijd duidelijk en rechtlijnig (Figuur 4.3). Er mag dan wel een zekere trend zijn wanneer gemiddelde concentraties en BBI's worden vergeleken, de spreiding is zodanig groot dat een concentratie van bv. 0,3 mg orthofosfaat per liter water kan overeenstemmen met een biotische index van 3, 4, 5, 6, of 7 (Figuur 4.3, we beschouwen het 25-75% interval).



Figuur 4.3. Belgische Biotische Index in relatie tot de ortho-fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater (Bron: Kuijken et al., 2001)

4.3. Plantendiversiteit en vermisting

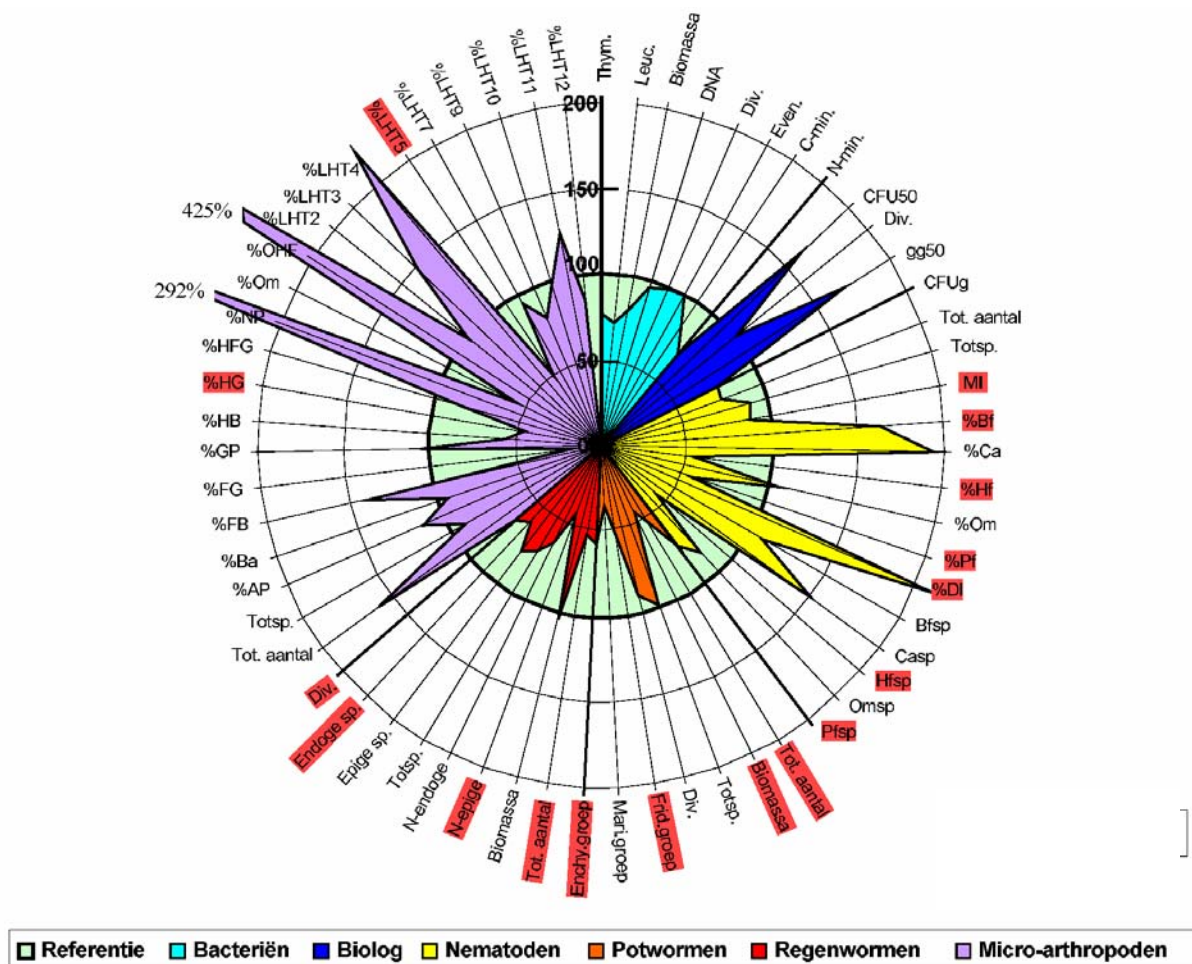


Figuur 4.4. Relatie tussen plantopneembaar fosforgehalte in de bodem en de plantensoortenrijkdom van graslanden in drie Vlaamse studiegebieden (Bron: Martens en Kuijken, 1998)

Ook wanneer plantendiversiteit wordt uitgezet t.o.v. fosforgehaltes in de bodem blijkt dat eenzelfde plantendiversiteit kan voorkomen bij een fosforgehalte van 2 tot 72 mg P per 100 g droge grond (Figuur 4.4). Het enige wat met stelligheid kan aangegeven worden is dat echt hoge plantendiversiteit enkel kan voorkomen bij fosforgehalten lager dan 8 mg P per 100 g grond.

Anderzijds kunnen er mogelijk wel andere plantensoorten voorkomen bij 2 mg P / 100 g droge grond dan bij 72 mg P / 100 g droge grond. In dat geval kan met een set indicatorsoorten eventueel wel zinvolle informatie verkregen worden over het fosforgehalte van de bodem.

4.4. Biologische indicatoren voor bodemkwaliteit



Figuur 4.5. Amoebe-presentatie (radardiagram) van de indicatorwaarden in graslanden van intensieve veehouderijbedrijven t.o.v. biologische bedrijven (Bron: Schouten et al., 2002)

Naast fysische en chemische eigenschappen wordt recent ook meer en meer aandacht geschonken aan het gebruik van biologische eigenschappen als parameters van

bodemkwaliteit. Er bestaan reeds tal van potentiële biologische indicatoren. De vraag naar hun relevantie, het ontbreken van degelijke referentiewaarden en de hoge kostprijs blijven momenteel nog hinderpalen voor een veralgemeende praktische toepassing van deze indicatoren. Figuur 4.5 illustreert de complexiteit van een dergelijk indicatorensysteem voor biologische bodemkwaliteit. Hierbij worden in totaal 64 parameters (zoals dichtheid, diversiteit, aantal soorten, ...) bepaald voor verschillende groepen bodemorganismen.

4.5. Samengevat

Bovenstaande voorbeelden illustreren de mogelijkheden voor het gebruik van fauna en flora (indicatoren uit biodiversiteit) als indicatoren voor basismilieukwaliteit. Toch merken we bij elk van de toepassingen dat er problemen optreden naar relevantie, haalbaarheid of betrouwbaarheid van deze indicatoren. We zien het gebruik van deze bio-indicatoren dan ook eerder als een aanvulling naast niet-bio-indicatoren voor het bepalen van de basismilieukwaliteit. Een voorbeeld van deze laatste is het gebruik van nutriëntenbalansen als indicator voor emissie van nutriënten (Verbruggen et al., 2004).

5. Indicatoren voor biodiversiteit

5.1. Genetische diversiteit

In het kader van landbouw-biodiversiteit wordt genetische diversiteit gedefinieerd als de genetische verscheidenheid van gedomesticeerde planten en dieren. We hebben het hier dus enkel over landbouwgewassen en -huisdieren; de genetische verscheidenheid van wilde fauna en flora komt hier niet aan bod.

OECD stelt drie indicatoren voor om genetische diversiteit van landbouwgewassen en -huisdieren te meten (OECD, 2001):

1. het totale aantal geregistreerde en gecertificeerde rassen, voor de belangrijkste landbouwgewassen en -huisdieren;
2. het aandeel van de 5 belangrijkste rassen in de totale productie van de belangrijkste landbouwgewassen en -huisdieren;
3. het aantal bedreigde nationale rassen.

Indicatoren 1 en 2 meten dus het aantal verschillende rassen en de mate waarin deze rassen werkelijk in de productie worden gebruikt. Voor indicator 1 vinden we de nodige gegevens terug op rassenlijsten. Indicator 2 leiden we af uit het areaal van de rassen (voor landbouwgewassen); voor huisdieren beschouwen we hiervoor de relatieve verspreiding van de verschillende rassen. De combinatie van beide parameters is noodzakelijk: indien er bv. een groot aantal rassen bestaat van een bepaald gewas, maar slechts een beperkt aantal van die rassen wordt effectief geteeld, dan is de werkelijke genetische variabiliteit op de velden veel kleiner dan de rassenlijst laat vermoeden.

Waar indicatoren 1 en 2 enkel informatie verschaffen over de rassen die in de productie worden gebruikt, geeft indicator 3 een idee over de genetische erosie van gedomesticeerde rassen over een bredere genetische pool. Hier worden ook rassen beschouwd die niet (meer) gebruikt worden in de landbouwproductie, maar die toch een zekere nationale waarde hebben of hadden. Voorbeelden hiervan zijn bepaalde rassen van huisdieren of oude fruitrassen, die vroeger werden geteeld, maar die nu quasi volledig uit de landbouwproductie zijn verdwenen.

Deze drie indicatoren zijn echter nog niet voldoende om een volledig beeld te krijgen van de genetische diversiteit. Het is immers mogelijk dat 2 verschillende rassen genetisch heel nauw met elkaar verwant zijn, doordat ze bv. een ouder of voorouder gemeenschappelijk hebben. Het is dus ook nodig dat we de onderlinge genetische verscheidenheid van de rassen beschouwen, waardoor we nog een extra indicator aan de lijst moeten toevoegen:

4. de genetische verwantschap tussen de rassen.

De methodes die tegenwoordig het meest worden gebruikt om genetische verwantschappen tussen rassen te bestuderen zijn: (1) het berekenen van verwantschappen op basis van stamboomgegevens en (2) het vergelijken van het DNA door gebruik van moleculaire merkers. Bij de eerste methode bepaalt men de verwantschap tussen de rassen op basis van gemeenschappelijke voorouders. Bij DNA-vergelijking geeft de ongelijkheid tussen moleculaire merkers een directe indicatie van de genetische diversiteit (Cox en Wood, 1999).

Genetische diversiteit van maïs in België in 2002

Indicator 1: totaal aantal rassen = 287

Indicator 2: aandeel van de 5 belangrijkste rassen = 20%

Indicator 3: aantal bedreigde nationale rassen = niet van toepassing (in België wordt er geen maïs veredeld, alle maïs wordt ingevoerd)

Indicator 4: genetische verwantschap tussen de rassen → slechts 18% van de rassen hadden ouders die bij geen enkel ander ras voorkomen.

Uit dit voorbeeld blijkt duidelijk het belang van indicator 4: op basis van indicator 1 zouden we kunnen besluiten dat er een grote genetische diversiteit van maïs bestaat in België, aangezien er 288 verschillende rassen beschikbaar zijn. Indicator 4 toont echter aan dat 82% van deze rassen op één of andere manier met elkaar verwant zijn. De werkelijke genetische diversiteit is dus een stuk lager.

Bovenstaande indicatoren beschrijven de genetische diversiteit binnen soorten. Toch is ook de genetische diversiteit tussen soorten belangrijk, nl. het aantal verschillende gewassen en diersoorten die in de landbouwproductie worden gebruikt. Zowel het aantal verschillende soorten, als hun relatieve aandelen zijn belangrijk. Dit voegt nog een indicator toe aan de lijst:

5. het aantal verschillende soorten landbouwgewassen en -huisdieren en hun relatieve aandelen

Deze twee grootheden kunnen we combineren in een diversiteitsindex. Een veel gebruikte index in de ecologie is de Shannon-index (Shannon en Weaver, 1949). Voor landbouwgewassen berekenen we die als volgt:

$$H' = - \sum_{i=1}^N p_i \cdot \ln p_i$$

H' = de Shannon- index
 p_i = het relatieve aandeel van gewas i in het landbouwareaal
 N = het totale aantal gewassen

Hoe groter de waarde van deze index, hoe groter de diversiteit. De minimumwaarde van de parameter is 0, als we slechts 1 gewas zouden hebben (met een aandeel van 100%). De maximumwaarde $H'_{max} = \ln N$. In dit geval hebben alle gewassen eenzelfde relatief aandeel.

Een tweede parameter, de *evenness-index* E' , kan afgeleid worden door de Shannon-index te delen door de maximale Shannon-index, (Pielou, 1966):

$$E' = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln N}$$

De waarde van E' varieert tussen 0 en 1: indien $E'=1$ zijn alle gewassen even belangrijk, naarmate E' kleiner wordt, neemt het relatieve belang van een beperkt aantal gewassen toe, ten koste van het areaal van de andere.

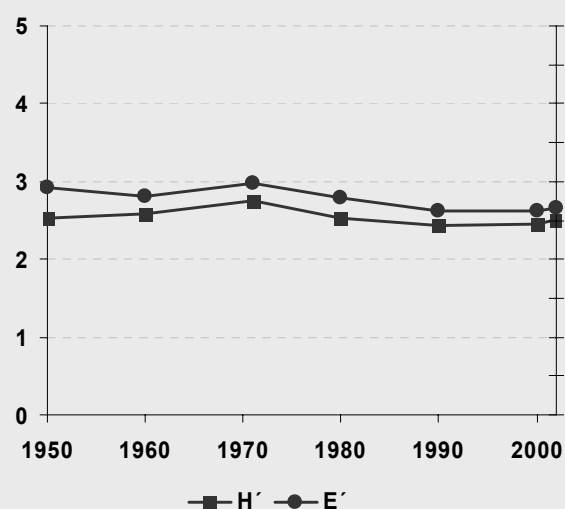
Evolutie van de genetische diversiteit van landbouwgewassen in Vlaanderen vanaf 1950

Onderstaande tabel geeft de evolutie weer van het aantal verschillende gewassen in Vlaanderen van 1950 tot 2002 (Bron: NIS).

jaartal	aantal verschillende gewassen (N)
1950	67
1960	90
1971	93
1980	83
1990	95
2000	99
2002	101

Het aantal verschillende gewassen is globaal gezien toegenomen tussen 1950 en 2002.

Onderstaande figuur toont de evolutie van de Shannon- en evenness-index.



De waarde van H' kan variëren tussen 0 en 5 (linker as), de waarde van E' varieert tussen 0 en 1 (rechter as).

H' bevindt zich ongeveer halverwege de minimale en de maximale waarde. De index steeg tussen 1950 en 1971, en nam daarna vrij scherp af. Anno 2002 verschilde de waarde van de Shannon-index weinig met deze in 1950.

E' vertoont een gelijkaardige trend. De daling toont aan dat er een beperkt aantal gewassen relatief belangrijker geworden is.

Meul et al. (2004) gaan dieper in op de toestand en de evolutie van de genetische diversiteit van Vlaamse land- en tuinbouwgewassen.

5.2. Soortendiversiteit

Soortendiversiteit is de verscheidenheid aan soorten binnen niet-gedomesticeerde ('wilde') fauna en flora. Soms wordt hierbij onderscheid gemaakt tussen direct functionele en indirect functionele biodiversiteit:

- Direct functionele biodiversiteit omvat fauna en flora met een aantoonbare functie in de landbouwproductie. Duidelijke voorbeelden zijn nuttige en schadelijke insecten, of bodembiodiversiteit. Veruit het grootste deel van de biodiversiteit bevindt zich in de bodem. Zo treft men in 1 gram grond miljoenen bacteriën aan en tot 100.000 protozoën (de Goede, 2000). Daarnaast komen per m² 10 miljoen nematoden (± 900 soorten) en tot 10.000 springstaarten en mijten voor. Potwormen komen voor in dichtheden van 100 tot 1 miljoen per m²; tientallen soorten regenwormen komen voor met een dichtheid die kan oplopen tot enkele honderden per m². Al deze organismen vormen het 'bodemvoedselweb' in de bovenste 10 cm van de bodem. Een optimaal bodemvoedselweb (resultaat van een zorgvuldig bodembeheer) draagt bij tot een betere biologische, chemische en fysische bodemkwaliteit.
- Indirect functionele biodiversiteit omvat wilde fauna- en flora-species die afhankelijk zijn van of beïnvloed worden door landbouwactiviteit, maar die geen directe functie in de productie hebben. Het betreft soorten die leven in de directe nabijheid van het landbouwbedrijf of het agrarisch gebied (akkeronkruiden, weidevogels....), maar ook soorten die onrechtstreeks door landbouw worden beïnvloed in verder gelegen ecosystemen (zo worden bijvoorbeeld plantensoorten in natuurreservaten beïnvloed door verzuring ten gevolge van landbouw of heeft nutriëntentoevoer vanuit de rivieren gevolgen voor zee-organismen).

Dergelijke indeling is bijzonder moeilijk en daarom niet echt relevant naar biodiversiteit zelf toe, maar ze kan wel nuttig zijn om landbouwers warm te maken voor de zorg voor biodiversiteit. Als de functie en het nut van fauna en flora in de landbouwproductie duidelijk kan worden aangetoond, dan kan de aanwezigheid van biodiversiteit immers een economische, ecologische of sociale meerwaarde betekenen voor de landbouwer. Enkele praktijkvoorbeelden zijn het gebruik van nuttige insecten in de geïntegreerde fruitteelt, het composteren van plantaardig materiaal afkomstig uit houtkanten en akkerranden, het ter beschikking stellen van onbewerkte akkerranden als recreatieve wandelpaden, ...

Indicatoren voor soortendiversiteit gaan uit van het monitoren van soorten(groepen) of het opvolgen van bepaalde indicatorsoorten. OECD (2003) inventariseert volgende indicatoren voor soortendiversiteit:

1. het aantal soorten wilde fauna en flora afhankelijk van landbouwgebied als habitat t.o.v. het totale aantal soorten, en dit voor de voornaamste taxonomische groepen (zoogdieren, hogere planten, vogels, ...);
2. de evolutie in de tijd van de soortenrijkdom (d.i. het aantal soorten) en de relatieve abundantie van de soorten;

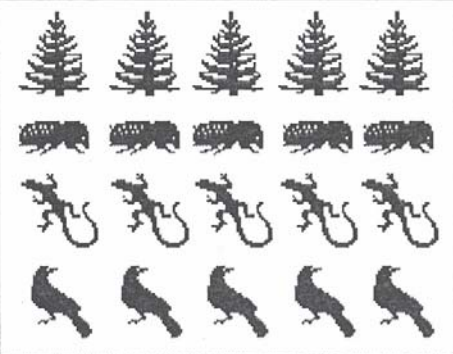
3. de evolutie in de tijd van indicatorsoorten voor biodiversiteit in agrarisch gebied.

Een bijkomende indicator is ongetwijfeld:

- 1'. het aantal soorten wilde fauna en flora dat beïnvloed wordt door landbouwactiviteiten t.o.v. het totale aantal soorten, en dit voor de voornaamste taxonomische groepen (zoogdieren, hogere planten, vogels, ...).

Indicatoren 1 en 1' bepalen het aandeel van de totale biodiversiteit, dat afhankelijk is van of beïnvloed wordt door landbouw. Een probleem bij de praktische toepassing van deze indicatoren is de invulling van de begrippen 'afhankelijk van landbouw als habitat' en 'beïnvloed door landbouw'. Het is niet duidelijk welke soorten werkelijk afhankelijk/beïnvloed zijn van/door landbouw en in welke mate dit het geval is. Daarnaast zijn deze indicatoren weinig relevant voor het bepalen van de biodiversiteit, aangezien ze weinig informatie geven over de werkelijke invloed van de landbouw en omdat een toename van het aantal soorten afhankelijk van of beïnvloed door landbouw niet noodzakelijk positief is (het uitzetten van lieveheersbeestjes voor biologische controle in de VS bijvoorbeeld heeft daar grote schade veroorzaakt). Ook wordt geen onderscheid gemaakt tussen inheemse en uitheemse soorten. Een eventuele toename van het soortenaantal kan dan uitsluitend het gevolg zijn van de toename van de exoten.

De evolutie van de soortenrijkdom en abundantie (indicator 2) kan bijvoorbeeld gemeten worden aan de hand van diversiteitsindices (zoals beschreven bij de genetische diversiteit). Figuur 5.1 illustreert een probleem dat kan optreden bij het gebruik van dergelijke indices als indicatoren voor soortendiversiteit.

	
N Individuals	20
N Species	4
Shannon Index	1.39
N Individuals	20
N Species	8
Shannon Index	1.33

Figuur 5.1. 'Welke van de twee populaties heeft volgens u de hoogste biodiversiteit?' (Bron: Duellix en Obrist, 2003)

Hoewel beide populaties heel verschillend zijn, hebben ze toch een vergelijkbare Shannon-index. De evenness-index is echter wel verschillend voor beide populaties: in situatie 1 (links) is $E' = 1$, in situatie 2 (rechts) is $E' = 0,63$. Uit deze waarden kunnen we afleiden dat in populatie 1 alle soorten even belangrijk zijn, terwijl in populatie 2 een beperkt aantal soorten (in dit geval 1 soort) belangrijker is dan de andere soorten. Bij het interpreteren van deze diversiteitsindices (of de evolutie ervan) is het echter niet duidelijk welke soortenrijkdom en abundantie eigenlijk gewenst is (welke van de 2 bovenstaande situaties is de meest gewenste?).

Een ander probleem bij het praktisch toepassen van indicator 2 is de beschikbaarheid van gegevens. Door de relatief grote schaal waarop de gegevens verzameld worden, is de kwaliteit van de data minder goed en bovendien duurt de verwerking ervan lang, waardoor slechts op langere termijn een actualisering kan gebeuren.

Om deze redenen zou het meten van biodiversiteit op beperkte schaal - bv. bedrijfsniveau - wel beter uit te voeren en nauwkeuriger zijn, maar dan blijft natuurlijk de vraag naar de haalbaarheid van de indicator: het is immers onmogelijk om op bedrijfsniveau bv. jaarlijks een monitoring uit te voeren van de soortendiversiteit. Daarnaast bestaat er ook geen echte duidelijkheid over hoe een relevante monitoring van soorten precies moet verlopen. Het is immers onmogelijk om alle soorten binnen een bepaald gebied nauwkeurig te monitoren. Er moeten keuzes gemaakt worden over taxonomische groep (vogels, insecten, planten, ...), methodiek (soorten noteren langs een bepaald traject, het aantal nesten tellen van broedvogels, insecten monitoren door het plaatsen van vangplaten, ...) en ruimtelijke schaal.

Beschikbare data en monitoringssystemen in Vlaanderen

Monitoring van vogels:

Informatie over broedvogels in Vlaanderen is beschikbaar in de **Vlaamse Broedvogelatlas 2000-2003** [4]. Er werden hokken van 5x5 km geïnventariseerd, waarbij in elk hok 8 steekproefhokken van 1x1 km werden gemonitord om de dichtheden van de soorten te bepalen. Verspreidingskaarten zijn reeds beschikbaar voor een 90-tal soorten.

Sinds 1994 loopt in Vlaanderen een systematisch monitoringsproject ('**Bijzondere Broedvogels Vlaanderen**') o.l.v. het Instituut voor Natuurbehoud en de Vlaamse Avifauna Commissie (Vlavico). Dit project spitst zich toe op zeldzame soorten, koloniebroeders en exoten.

Monitoring van dagvlinders:

In 1999 verscheen het boek '**Dagvlinders in Vlaanderen – Ecologie, verspreiding en behoud**' (Maes en Van Dyck, 1999), uitgegeven door de Stichting Leefmilieu vzw., in samenwerking met het Instituut voor Natuurbehoud en de Vlaamse vlinderwerkgroep vzw. Het boek bevat verspreidingsgegevens, gebaseerd op waarnemingen van ongeveer 600 vrijwilligers gedurende meerdere jaren.

Monitoring van hogere planten:

De meest recente en volledige monitoring is de **Atlas van de flora van Vlaanderen**, gecoördineerd door Flo.Wer (floristische werkgroep), Instituut voor Natuurbehoud en Nationale Plantentuin van België. De atlas wordt verwacht in 2005 en zal voor alle inheemse en ingeburgerde plantensoorten een overzicht geven van de verspreiding in de periode 1940-1971 en 1972-2002. De basis monitoringseenheden zijn hokken van 1x1 km, maar deze zijn niet gebiedsdekkend. De kartering is wel gebiedsdekkend op het niveau van de uurhokken (4x4 km).

“**Florabank**” is een databank met ongeveer 2,5 miljoen verspreidingsgegevens van vaatplanten in Vlaanderen. Naast verspreidingsgegevens bevat de databank ook een 100-tal kenmerken per soort zoals synoniemen, indicatorwaarden, biotoopvoorkeur, reproductiekenmerken, morfologie, zeldzaamheid, areaal, rode lijst en wettelijke bescherming. Deze databank is beschikbaar als een cd-rom “Register Flora Vlaanderen” [3].

Monitoring van amfibieën en reptielen:

In 1996 verscheen het boek ‘**Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen**’ (Bauwens en Claus, 1996). Het boek bevat verspreidingsgegevens van de amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De gebruikte gegevens hebben betrekking op de periode 1975-1994; de karteringseenheid is een hok van 4x4 km.

Monitoren van zoogdieren:

Verspreidingsgegevens van zoogdieren kunnen geraadpleegd worden in de atlas ‘**Zoogdieren in Vlaanderen**’ (Verkem et al., 2003). Gegevens zijn beschikbaar volgens 5x5 km hokken.

Andere soortengroepen: Het Instituut voor Natuurbehoud houdt verspreidingsgegevens bij van verschillende soortengroepen, waaronder mieren, sprinkhanen, libellen, spinnen, ...

Een goed alternatief om de problemen van indicator 2 te vermijden, is het monitoren van indicatorsoorten of soortengroepen om biodiversiteit te meten (indicator 3). Hierbij is de belangrijkste vraag welke soorten dan precies goede indicatorsoorten zijn. Een mogelijkheid is het gebruik van soorten van de Rode Lijsten. Deze geven aan welke soorten uitgestorven, met uitsterven bedreigd, bedreigd of kwetsbaar zijn (Dumortier et al., 2003).

De Nederlandse Natuurmeetlat (Oosterveld et al., 1999), ontworpen om biodiversiteit op een landbouwbedrijf te meten, stelt volgende criteria voor om indicatorsoorten te selecteren:

- Komt de soort voor in landbouwgebieden?
- Is de trefkans van de soort voldoende groot?
- Hangt de aanwezigheid van de soort voldoende samen met de bedrijfsvoering?
- Is de soort voldoende indicatief voor de toestand van het biotoop waarin ze wordt aangetroffen?
- Is de soort goed herkenbaar?

Op basis van deze en eventueel andere criteria moet het voor Vlaanderen mogelijk zijn een lijst met “typische” soorten samen te stellen om de biodiversiteit te meten en op te volgen. De soorten op de lijst kunnen daarbij ingedeeld worden in groepen volgens bepaalde regio's, zodat we een lijst krijgen met een aantal specifieke indicatorsoorten per regio. Deze indicatorsoorten kunnen gebruikt worden om de globale biodiversiteit op regionale schaal of op niveau Vlaanderen op te volgen, maar zijn minder geschikt om een individueel landbouwbedrijf te scoren op vlak van biodiversiteit. We verduidelijken dit met enkele voorbeelden: een landbouwbedrijf dat naast een natuurgebied is gelegen, kan misschien veel indicatorsoorten herbergen, enkel en alleen omdat het naast dat natuurgebied gelegen is (ook al doet de landbouwer geen specifieke inspanningen naar biodiversiteit toe). Anderzijds is het ook mogelijk dat naburige bedrijven elkaar (positief of negatief) zullen beïnvloeden: bedrijf A zal mee profiteren van de inspanningen van bedrijf B om de biodiversiteit te onderhouden, ook al doet bedrijf A daar zelf geen inspanningen voor. Omgekeerd kan bedrijf B negatief beïnvloed worden door bedrijf A.

Voorbeelden van indicatorsoorten uit de literatuur:

ECNC (Wascher, 2000) gebruikt volgende lijst met vogelsoorten als indicatoren voor soortendiversiteit in agrarisch gebied in Europa. De soorten aangeduid met (*) komen in Vlaanderen niet voor als (regelmatige) broedvogel.

Kwartelkoning	Kuifleeuwerik
Geelgors	Boerenwaluw
Veldleeuwerik	Grauwe Klauwier
Rode Patrijs (*)	Grutto
Steenuil	Kalanderleeuwerik (*)
Koereiger (*)	Grauwe Gors
Griel (*)	Gele Kwikstaart
Kortteenleeuwerik (*)	Grote Trap (*)
Kneu	Ringmus
Putter	Patrijs
Groenling	Witbuikzandhoen (*)
Ooievaar	Zwartbuikzandhoen (*)
Grauwe Kiekendief	Tortelduif
Houtduif	Spreeuw
Kwartel	Kleine Trap (*)
Kleine Torenavalk (*)	Korhoen (*)
Torenavalk	Kievit
Ortolaan	

De soorten op volgende bladzijde werden geselecteerd als indicatoren in de Nederlandse Natuurmeetlat (Bron: Buys, 1995). Deze lijst beschouwen wij enkel als een voorbeeld van een benadering met indicatorsoorten: voor een aantal soorten kan de link met landbouw of de relevantie voor Vlaanderen alvast in twijfel getrokken worden.

5. Indicatoren voor biodiversiteit

Planten (199)

aalbes	gewoon barbarakruid	look-zonder-look
aardaker	gewoon duizendblad	maarts viooltje
adderwortel	gewoon reukgras	margriet
adelaarsvaren	gewoon speenkruid	middelste klit
akkerandoom	gewoon vingerhoedskruid	moerasandoom
akkerboterbloem	glad walstro	moerasdroogbloem
akkerercrijs	goudgele honingklaver	moerashertshooi
akkerklokje	grasmuur	moeraskruiskruid
aktermunt	grijskruid	moerasrolklaver
akkerviooltje	grondster	moerasaspirea
avondkoekoeksbloem	groot blaasjeskruid	moerasvaren
beekpunge	groot kaasjeskruid	moeraswalstro
beemd kroon	groot spiegelklokje	moeraswolfsmelk
bitterzoet	grote boterbloem	muurleuwebek
blaartrekkende boterbloem	grote egelskop	muurvaren
blauw glidkruid	grote ereprijs	naaldekervel
blauw guichelheil	grote kaardebol	paarse dovenetel
blauw walstro	grote katestaart	paarse morgenster
bleke klapproos	grote klapproos	pankende helmblom
bonte wikke	grote klit	papegaaiekruid
bosandoorn	grote lisdodde	peen
bosanemoon	grote muur	penningkruid
bosbies	grote pimperl	pilvaren
bosrank	grote wederik	pinksterbloem
brede wespenorchis	gulden sleutelbloem	pluimzegge
citroengele honingklaver	harig wilgeroosje	rapunzelklokje
dagkoekoeksbloem	hazepootje	ratelpopulier
doornappel	heermoes	reukeloze kamilie
dotterbloem	hemelsleutel	ringelwikke
driekleurig viooltje	hoge cyperzegge	robertskruid
dubbelloof	holpijp	rode schijnsprurrie
echt lepelblad	holwortel	rood guichelheil
echte kamilie	hondsdrif	ruige klapproos
echte koekoeksbloem	hondsroos	sint-janskruid
echte valerian	hop	slangekruid
eenstijlige meidoorn	kale jonker	slanke sleutelbloem
egelboterbloem	kalmoes	sleedoorn
fluitkruid	kamgras	speerdistel
framboos	kikkerbeet	sporkhout
geel nagelkruid	klein glaskruid	steenbreekvaren
geel walstro	kleine brandnetel	stengelloze sleutelbloem
gelderse roos	kleine egelskop	stijve klaverzuring
gele ganzebloem	kleine lisdodde	stinkende gouwe
gele helmblom	klimopereprijs	stinkende kamilie
gele lis	klimopwaterranonkel	trosvlier
gele morgenster	knolboterbloem	tuinwolfsmelk
gele plomp	knoopkruid	valse salie
gele waterkers	kompassla	veldzuring
gestreepte witbol	koninginnekruid	vingerhelmblom
gevekte aronskelk	koningsvaren	vlaskbekje
gevekte orchis	korenblom	watertentiaan
gevekte scheerling	korensla	watermunt
gewone brunel	kraailook	waternavel
gewone duivekervel	krabbescheer	watertorkruid
gewone eikvaren	kromhals	waterviolier
gewone pastinaak	kroontjeskruid	waterzuring
gewone rolklaver	krupend zenegroen	wilde bertram
gewone veldbies	kruipende boterbloem	wilde cichorei
gewone vlier	kruisbes	wilde gage
gewone vogelmelk	kruisbladwalstro	wilde kamperfoelie
	lidsteng	wilde kardinaalsmuts

Wilde lijsterbes

Wilde marjolein

Wilde reseda

Wilgeroosje

Witte honingklaver

Witte krodde

Witte waterlelie

Wolfspoot

Wouw

Zandblauwtje

Zeepruid

Zevenblad

Zilverfchoon

Zoete kers

Zwanebloem

Zwarte bes

Zwarte toorts

Zoogdieren (17)

Das

Dwergvleermuizen

Eekhoorn

Egel

Grootoorvleermuizen

Haas

Hamster

Hermelijn

Konijn

Laatvlieger

Mol

Muskusrat

Ree

Steenmarter

Vos

Wezel

Wild zwijn

Broedvogels (77)

Blauwborst

Blauwe kiekendief

Boerenzwaluw

Bonte vliegenvanger

Boompieper

Boomvalk

Bosrietzanger

Bosuul

Braamsluiper

Bruine kiekendief

Engelse gele kwikstaart

Fazant

Fuut

Geelgors

Gekraagde roodstaart

Gele kwikstaart

Gierzwaluw

Grasmus

Graspijper

Grauwe gans

Grauwe gors

Grauwe kiekendief

Grauwe vliegenvanger

Groenling

Grote bonte specht

Grote lijster

Grutto

Huiszwaluw

Kemphaan

Kerkuil

Kievit

Kleine karekiet

Kluut

Kneu

Knobbelzwaan

Kramsvogel

Kuifeend

Kwartel

Kwartelkoning

Matkop

Meerkoet

Nachtegaal

Ooievaar

Ortolaan

Patrijs

Putter

Ransuil

Rietgors

Ringmus

Roek

Roerdomp

Roodborsttapuit

Scholekster

Slobeend

Snor

Spotvogel

Sprinkhaanzanger

Steenuil

Taflelend

Torenvalk

Tortelduif

Tuinfuiter

Tureluur

Turkse tortel

Veldleeuwrik

Waterhoen

Waterlall

Watersnip

Wielewaal

Wilde eend

Witte kwikstaart

Wulp

Zanglijster

Zomertaling

Zwarte roodstaart

Zwarte stern

Zwartkop

Niet-broedvogels

Brandgans

Goudplevier

Grauwe gans

Kleine zwaan

Knobbelzwaan

Kolgans

Kraanvogel

Meerkoet

Rietgans

Roodhalsgans

Rotgans

Smient

Wilde eend

Wilde zwaan

Amfibieën (7)

Boomkikker

Bruine kikker

Gewone pad

Groene kikker complex

Heikikker

Rugstreeppad

Vroedmeesterpad

Reptielen (2)

Levendbarende hagedis

Ringslang

Dagvlinders (26)

Argusvlinder

Atalanta

Bont zandoogje

Boomblauwtje

Bruin blauwtje

Bruin zandoogje

Bruine eikepage

Bruine vuurvlinder

Citroenvlinder

Dagpauwoog

Distelvlinder

Eikepage

Gehakelde aurelia

Gele luzernevlinder

Groot koolwitje

Hooibeestje

Icarusblauwtje

Klein geaderd witje

Klein koolwitje

Kleine vos

Kleine vuurvlinder

Koekinkje

Koninginnepage

Landkaartje

Oranje zandoogje

Oranjetipje

5.3. Habitat- of ecosysteemdiversiteit

Een andere manier om biodiversiteit te meten is het beschouwen van de habitats, in plaats van de soorten die ze bewonen. Indien het habitat voor vele en/of specifieke soorten optimaal is, mag men verwachten dat de biodiversiteit er over lange termijn gunstig zal evolueren. Er bestaan echter weinig kwantitatieve gegevens die deze relatie kunnen bevestigen. Wel zijn er tal van voorbeelden die de positieve invloed van een optimaal beheer van een habitat op de biodiversiteit aantonen. Zo blijkt uit onderzoek van o.a. het Nederlandse Centrum voor Landbouw en Milieu (CLM) dat het ecologisch beheren van akkerranden leidt tot meer bloemen, vogels en insecten (Guldemond, 2001). Fortuin en Koks (2002) melden dat uit soortentellingen is gebleken dat de positieve invloed van faunaranden op de biodiversiteit spectaculair is.

Inventariseren van de habitatdiversiteit gebeurt door het bepalen van zowel de kwantiteit als de kwaliteit van de verschillende habitats op landbouwgrond. OECD (2001) onderscheidt drie grote groepen habitattypes op een landbouwbedrijf: intensief bewerkte, extensief bewerkte en 'uncultivated' habitats. Intensief bewerkte habitats zijn deze die gebruikt worden in de landbouwproductie, met een intensieve bewerking en gebruik van pesticiden en meststoffen (akkerland, weiland, laagstamboomgaarden, ...). Extensief bewerkte habitats worden ook gebruikt in de productie, maar bieden meer kansen voor het aantrekken van wilde fauna en flora. Hier worden minder bewerkingen uitgevoerd en worden minder of geen pesticiden en meststoffen gebruikt. Voorbeelden zijn extensief grasland, akkers met een extensief beheerde akkerrand, akkers of weiland met hagen of bomenrijen, extensief beheerde hoogstamboomgaarden, ... Poelen en bosjes zijn voorbeelden van 'uncultivated' habitats die voorkomen op landbouwgrond.

OECD (2003) inventariseert volgende indicatoren in verband met habitatdiversiteit:

1. de oppervlakte van de verschillende landbouwgebruiksklassen (akker, weiland, ...) en de intensiteit waarmee ze bewerkt worden;
2. de oppervlakte van de verschillende extensieve en 'uncultivated' habitats;
3. het areaal landbouwgrond dat binnen een bepaalde tijdsperiode omgezet wordt van een bepaalde gebruiksklasse naar een andere;
4. het areaal landbouwgrond dat binnen een bepaalde tijdsperiode omgezet wordt naar niet-landbouwgrond en omgekeerd;
5. de structuur van de habitats (grootte, omtrek, lengte, ...);
6. de mate van versnippering van de habitats (aantal verschillende habitats over een bepaalde afstand).

Indicatoren 1 t.e.m. 4 beschrijven de kwantiteit van de habitats, indicatoren 5 en 6 beschrijven de kwaliteit ervan. Naast de structuur en de versnipperingsgraad kunnen ook

andere abiotische kenmerken gebruikt worden om de kwaliteit van de habitats te meten (bv. bodem-pH, vochtgehalte, nitraatgehalte). De gemeten waarden kunnen dan vergeleken worden met optimale condities voor de specifieke habitats, voor zover bekend. Daarnaast kunnen we de kwaliteit van de habitats eventueel ook bepalen op basis van de aan- of afwezigheid of de abundantie van bepaalde indicatorsoorten of soortengroepen (van Dijk, 2002).

Beschikbare data over habitats in Vlaanderen

Indicator 1: via de jaarlijkse landbouw telling van het Nationaal Instituut voor de Statistiek (NIS) zijn gegevens beschikbaar over de oppervlaktes van de verschillende landbouwgebruiksklassen voor Vlaanderen, maar niet op bedrijfsniveau. Gegevens over de intensiteit waarmee de gebruiksklassen worden bewerkt is niet voorhanden.

Indicator 2: informatie over de oppervlakte extensieve en 'uncultivated' habitats in Vlaanderen kunnen we terugvinden in de biologische waarderingskaart (BWK), voornamelijk naar graslanden toe. Specifieke kwantitatieve informatie over bv. de lengte van hagen, of de oppervlaktes van poelen vinden we hierin niet terug.

Indicator 3: het OC-GIS publiceert jaarlijks een cd-rom met de landbouwgebruikspcelen van Vlaanderen. Door de gegevens van opeenvolgende jaren te vergelijken kunnen we het areaal landbouwgrond afleiden dat jaarlijks wordt omgezet van een bepaalde gebruiksklasse naar een andere.

Indicator 4: hierover is geen informatie beschikbaar in Vlaanderen.

Indicator 5 en 6: uit de gegevens over de landbouwgebruikspcelen kunnen we de omtrek en oppervlakte afleiden van bepaalde habitats (bv. grasland, akker) en kunnen we nagaan hoeveel verschillende habitats we over een bepaalde afstand waarnemen.

Bovenstaande voorbeelden tonen aan dat de gegevens over habitatkwantiteit en -kwaliteit in Vlaanderen eerder beperkt zijn. Bovendien vinden we voornamelijk informatie over de intensief bewerkte habitats, terwijl gegevens over extensieve habitats schaars zijn en data over 'uncultivated' habitats nagenoeg ontbreken. De informatie is ook enkel beschikbaar op het niveau Vlaanderen, gegevens voor individuele bedrijven vinden we niet terug.

Een systeem uitwerken voor het monitoren van habitats op bedrijfsniveau lijkt anderzijds weinig haalbaar. In de eerste plaats moeten alle habitats per bedrijf bepaald worden (zowel kwantitatief als kwalitatief), maar daarnaast moet voor elk bedrijf de optimale situatie gekend zijn, om de gemeten kwantiteit en kwaliteit te kunnen evalueren. We kunnen immers niet verwachten dat er op elk landbouwbedrijf in Vlaanderen evenveel poelen, hagen, ed. zouden aanwezig zijn. Dit zou echter wel betekenen dat er voor elk individueel landbouwbedrijf in Vlaanderen - of toch minstens op regionale schaal - een afzonderlijke normering zou moeten gebeuren.

Een andere indicator voor habitatdiversiteit is de habitatmatrix (OECD, 2001). Deze combineert de monitoring van habitats met informatie over soorten fauna en flora die

afhankelijk zijn van deze habitats. Biodiversiteit wordt dan gemeten door (1) te bepalen welke habitats op een landbouwbedrijf voorkomen en (2) na te gaan welke van deze habitats het grootste aantal soorten herbergen. De evolutie van deze soortenrijke habitats (toename of afname) geeft dan de evolutie van de biodiversiteit weer. Deze methode kan dus aangeven op welke manier belangrijke habitats evolueren en wat het mogelijke effect van deze evolutie kan zijn op de fauna en flora. Een beperking van deze matrix is wel dat hij geen rekening houdt met de kwaliteit van de habitats, enkel de aan- of afwezigheid van een habitat wordt gemeten. De matrix maakt ook geen onderscheid tussen de verschillende soorten en hun onderlinge natuurwaarde. Als een bepaalde soort verdwijnt, kunnen we dit aan de hand van deze matrix niet waarnemen. Daarom is het aan te raden om deze matrix niet als substituuut te gebruiken voor indicatoren voor soortendiversiteit, maar eerder als een aanvulling ervan (Heath en Rayment, 2001).

5.4. Indirecte indicatoren voor biodiversiteit in relatie tot landbouw

Het monitoren van soorten en habitats impliceert dat men terreinwaarnemingen uitvoert: men inventariseert dieren, planten of habitats op het terrein om de biodiversiteit te meten. Met de indirecte indicatoren voor biodiversiteit stappen we af van de veldwaarnemingen en proberen we de biodiversiteit - of de evolutie ervan - te schatten aan de hand van informatie over de bedrijfsvoering, de ingesteldheid van de landbouwer, ...

Mogelijke indicatoren zijn:

1. areaal landbouwgrond onder beheersovereenkomst;
2. indicatoren i.v.m. de 'natuurgerichte' ingesteldheid van de landbouwer: is de landbouwer lid van een natuurvereniging, doet hij aan agrarisch natuurbeheer? Heeft hij aandacht voor de wilde fauna en flora op zijn bedrijf? Past hij erfbeplanting toe? Zijn er extensieve akkerranden op het bedrijf?...
3. indicatoren i.v.m. de praktische bedrijfsvoering: let de landbouwer op verliezen bij het toedienen van pesticiden? Onderhoudt hij de kleine landschapselementen op zijn bedrijf? Controleert hij zelf de bodem- en waterkwaliteit?...

Met deze methode meten we dus de inspanningen die een landbouwer levert om de biodiversiteit op zijn bedrijf in stand te houden of te verbeteren, en niet de biodiversiteit zelf. We gaan er hierbij van uit dat hoe meer inspanningen een landbouwer levert om de biodiversiteit te verbeteren, hoe groter de kans zal zijn dat de biodiversiteit daadwerkelijk zal toenemen. De praktische uitvoering kan bijvoorbeeld gebeuren door het invullen van een vragenlijst over bovenstaande thema's door de landbouwer en een eventuele controle op het bedrijf. Deze werkwijze wordt gevolgd door de Universiteit van Hertfordshire (UK), die een softwarepakket ontwikkelde waar landbouwers zichzelf kunnen evalueren op vlak van ecologische duurzaamheid aan de hand van dergelijke vragenlijsten (EMA, 2002).

Voorbeelden van vragen uit het softwarepakket 'Environmental Management for Agriculture', waarbij de landbouwer zichzelf kan evalueren op vlak van natuurbehoud en biodiversiteit (Bron: EMA, 2002):

Do you ?

- ☐ Check and act-on pesticide label precautions used for non-crop purposes such as wood preservatives
- ☐ Place boxes suitable for wildlife around your farm e.g. bat or bird nesting boxes
- ☐ Where appropriate, provide escape routes for wildlife from water troughs, cattlegrids etc.
- ☐ Where appropriate, provide transport routes for animals under tracks
- ☐ Liaise with neighbours to improve the conservation value of boundaries
- ☐ Survey and monitor fauna and flora species on your farm
- ☐ Actively avoid spraying non-crop areas with pesticides, fertilisers or manures
- ☐ Clear any tracks with herbicides
- ☐ Clear any tracks by mowing
- ☐ Cut and extract peat

Please provide the following information:

Total length of your hedgerows to nearest 5 metres at start of assessment year:

Length of hedgerow removed in last year

Did you have planning permission for removal?
☐ Yes ☐ No ☒ N/A

Length of hedgerow planted in last year (m):

Have you filled any gaps in your hedgerows with:

☐ No gaps present ☒ Not filled any gaps
☐ Native species only ☐ Non-native species only
☐ Mixed native and non-native species

How much of the hedgerow is gap?
 0% 100%
 0

☐ Have you recently laid the majority of your hedgerows?

Please select the typical dimensions of your hedges:

Height:

☒ 0 to 1 metres ☐ 2 to 4 metres
☐ 1 to 2 metres ☐ 4 metres or more

Width:

☒ 0 to 1 metres ☐ 2 to 3 metres
☐ 1 to 2 metres ☐ 3 metres or more

Please select the most apt description of your typical hedgerows:

☐ Dense to ground level with woody outgrowths at base ☐ Hedge extends down to ground level
☐ Base absent to a ht. of 0.5 m & thinly filled with ground flora ☒ No regular shape
☐ Base absent to a ht. of 0.5 m, no ground flora

What features do your ponds and/or lakes have?

☐ Physically linked to other habitats
☐ Variable depth
☐ At least one side is shallow with a gently sloping bank

☐ Shaded by overhanging trees especially on the south side
☐ Shaded by overhanging trees on most sides
☐ Shaded by some overhanging trees but mostly open on south side
☐ Clear of trees at the edges and open to maximum sunlight
☒ No trees present

Have you / Do you?

☐ Surveyed the condition of your ponds and lakes with the help of an organisation such as FWAG
☐ Created new water bodies in the last 12 months
☐ Created new wildlife islands in any waterbodies
☐ Use herbicides in or near waterbodies
☐ Filled in any waterbodies
☐ Already had or have recently created 6 meter buffer zones round any waterbodies
☐ Drained any waterbodies & left them empty
☐ Cleaned and maintained ponds in last year

Het voordeel van deze indirecte indicatoren t.o.v. de vorige, is dat zij veel minder tijd, werk en kosten vragen. Bovendien lijkt dit de meest geschikte manier om een individueel landbouwbedrijf te scoren op vlak van biodiversiteit. Een moeilijkheid bij deze indirecte indicatoren ligt bij het identificeren van de maatregelen die effectief een positieve invloed hebben op de biodiversiteit.

6. Conclusies

6.1. Indicatoren voor basismilieukwaliteit

Fauna en flora zijn tot op zekere hoogte bruikbaar als indicatoren voor basismilieukwaliteit. De voorbeelden uit de literatuur wijzen echter verschillende problemen aan op vlak van relevantie, haalbaarheid en betrouwbaarheid van deze indicatoren. Daarom stellen wij voor om basismilieukwaliteit in de eerste plaats te meten aan de hand van niet-bio-indicatoren. Indicatoren op basis van fauna en flora kunnen hierbij dan een waardevolle aanvulling zijn.

6.2. Indicatoren voor ('wilde') biodiversiteit

Om de biodiversiteit te monitoren en op te volgen op grote schaal (niveau Vlaanderen) lijkt het gebruik van indicatorsoorten de meest aangewezen methode. Monitoren van soorten op bedrijfsniveau lijkt minder relevant en haalbaar.

Op bedrijfsniveau kunnen we biodiversiteit best monitoren aan de hand van indirecte indicatoren die verband houden met de inspanningen die een landbouwer levert om de biodiversiteit op zijn bedrijf te onderhouden of verbeteren.

Monitoren van habitatdiversiteit lijkt een minder relevante en haalbare methode om op korte termijn de evolutie van de biodiversiteit te bepalen.

Een volgende fase in het onderzoek rond indicatoren voor biodiversiteit in relatie tot landbouw is het concreet invullen van de geselecteerde indicatoren voor de Vlaamse context. Dit omvat (1) het ontwikkelen van een lijst met indicatorsoorten voor het opvolgen van biodiversiteit op bedrijfsoverstijgend niveau en (2) het ontwikkelen van een aantal parameters om de inspanningen en ingesteldheid van de landbouwer in functie van de biodiversiteit op te volgen op bedrijfsniveau. Voor beide aspecten doen we verder beroep op experts uit natuurbeschoud en landbouw.

7. Referenties

Bauwens, D. en Claus, K. 1996. Verspreiding van Amfibieën en Reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Buys, J.C. 1995. Naar een natuurmeetlat voor landbouwbedrijven. Centrum voor Landbouw en Milieu, Utrecht, 102 p.

Cox, T.S. en Wood, D. 1999. The nature and role of crop biodiversity. *In* Wood, D. en Lenné, J.M. (eds). Agrobiodiversity: Characterisation, Utilisation and Management. CAB International, 464 p.

de Goede, R.G.M. 2000. Samenvatting voordracht op workshop "Ziektewerendheid en biologische activiteit in de bodem", 4 april 2000, Wageningen.

Delbaere, B. 2002. An Inventory of Biodiversity Indicators in Europe. Final Draft prepared by the European Centre for Nature Conservation. Work Programme 2001.

De Pauw, N. en Vanhooren, G. 1983. Method for biological quality assessment of water courses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100, 153-168.

Duellix, P. en Obrist, M.K. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 87-98.

Dumortier, M., De Bruyn, L., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daelen, T., Weyembergh, G., van Straaten, D. en Kuijken, E. 2003. Natuurrapport 2003. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, nr. 21, Brussel, 352 p.

Ellenberg, H., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18(2), 258 p.

EMA, 2002. Environmental Management for Agriculture. A self audit, evaluation and reporting package for farmers and growers covering all aspects of environmental management. University of Hertfordshire, Department of Environment, Food & Rural Affairs.

Fortuin, G. en Koks, B. 2002. Groninger faunaranden buiten de broedtijd. *In* SBNL, de Akkerkrant, december 2002.

Guldmond, A. 2001. Biodiversiteit en akkerranden. Meer bloemen, vogels en insecten. http://www.clm.nl/NL/keten_en_markt/artikelen/akkerrand.phtml

Heath, M. en Rayment, R. 2001. Using bird data to develop biodiversity indicators for agriculture. Paper presented at the OECD Expert Meeting on Agri-biodiversity Indicators, 5-8 November 2001, Zürich.

- Kuijken, E., Boeye, D., De Bruyn, L., De Roo, K. Dumortier, M., Peymen, J., Schneiders, A., van Straaten, D. en Weyembergh, G. 2001. Natuurrapport 2001. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 18, Brussel, 366 p.
- Lauwers L., Campens, V., Lenders S., Wustenberg H., Ducheyne S., Van Gijsegheem, D en Overloop, S., 2002. Landbouw. In: MIRA-T 2002. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Thema's. Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem. p. 77 – 86.
- Maes D. en Van Dyck H. 1999. Dagvlinders in Vlaanderen. Ecologie, verspreiding en behoud. Stichting Leefmilieu vzw/KBC i.s.m. het Instituut voor Natuurbehoud en de Vlaamse Vlinderwerkgroep vzw., 480 p.
- Martens, K. en Kuijken, E., 1998. Behoud en herstel van soortenrijke graslanden. In: Naar een duurzame grasland- en groenvoederuitbating. IWONL, Brussel. p. 109 – 139.
- Meul, M., Nevens, F. en Reheul, D. 2004. Genetische diversiteit van landbouwgewassen in Vlaanderen. Stedula-publicatie 7. Steunpunt Duurzame Landbouw, Gontrode, 58 p.
- NERI. 1995. Nature indicators survey. Report to Topic Centre Paris. Ministry of the Environment and Energy & National Environmental Research Institute, Denmark.
- OECD. 2001. Environmental Indicators for Agriculture. Volume 3, Methods and Results. Organisation for Economic Co-Operation and Development, 409 p.
- OECD. 2003. First Questionnaire for Environmental Indicators for Agriculture. Volume 4.
- Oosterveld, E.B., Guldmond, J.A. en Buys, J.C. 1999. Natuurmeetlat voor landbouwbedrijven.CLM
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology 13, 131-144.
- Schouten, A.J., Bloem, J., Didden, W., Jagers op Akkerhuis, G., Keidel, H. en Rutgers, M. 2002. Bodembioologische indicator 1999. Ecologische kwaliteit van graslanden op zandgrond bij 3 categorieën melkveehouderijbedrijven. RIVM-rapport 607604003 2002/2003. Bilthoven, 107 p.
- Shannon, C.E. en Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, 117p.
- van Dijk, G. 2001. Biodiversity indicators in agriculture: a combination of species and habitat approaches. Paper presented at the OECD Expert Meeting on Agri-biodiversity Indicators, 5-8 November 2001, Zürich.

Verkem, S., De Maeseneer, J., Vandendriessche, B. Verbeylen, G. en Yskout, S. (red). 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België.

Verbruggen, I., Nevens, F., Mulier, A., Hofman, G. en Reheul, D. 2004. Stikstofgebruik en -efficiëntie in de Vlaamse melkveehouderij. Stedula-publicatie 6. Steunpunt Duurzame Landbouw, Gontrode, 56 p.

Wascher, D.W. 2000. Agri-environmental indicators for sustainable agriculture in Europe. European Centre for Nature Conservation, 240 p.

Websites:

[1] Verdrag inzake Biologische diversiteit. Het Belgisch Uitwisselingsweb. <http://bch-cbd.naturalsciences.be/belgie/convention/textconv/art2.htm>

[2] Biodiversiteitsactieplan voor de landbouw. <http://europa.eu.int>

[3] Florabank. http://www.instnat.be/content/page.asp?pid=FLO_Florabank

[4] Instituut voor Natuurbehoud. http://www.instnat.be/content/page.asp?pid=FAU_SPI_Start

