



Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen  
TECHNISCH RAPPORT



 Instituut voor  
Natuur- en Bosonderzoek

## Hoofdstuk 18

# Ecosysteemdienst behoud van de bodemvruchtbaarheid

*Nathalie Cools, Peter Van Gossum*

**Auteurs:**

Nathalie Cools, Peter Van Gossum, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

**Vestiging:**

INBO Brussel  
Kliniekstraat 25, 1070  
www.inbo.be

e-mail:

**Nathalie.Cools@inbo.be**

**Wijze van citeren:**

Cools N., Van Gossum P. (2014). Hoofdstuk 18 - Ecosysteemdienst behoud van de bodemvruchtbaarheid. (INBO.R.2014.1988205). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel.

**D/2014/3241/152**

**INBO.R.2014.1988205**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Jurgen Tack

**Druk:**

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

**Foto cover:**

Gele mosterd (groenbemester, foto van Nathalie Cools)

De andere hoofdstukken van het Natuurrapport 'Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen - Technisch rapport' kunt u raadplegen op [www.nara.be](http://www.nara.be).



# **Hoofdstuk 18 – Ecosysteemdienst behoud van de bodemvruchtbaarheid**

**Nathalie Cools, Peter Van Gossum**

INBO.R.2014.1988205

## Hoofdlijnen

- In een natuurlijk ecosysteem houdt het bodemecosysteem zijn vruchtbaarheid in stand door een intensieve interactie tussen de fysische bodemstructuur (fysisch), het bodemvoedselweb (biologisch) en voedingselementen (chemisch). Van zodra de mens deze ecosysteemdienst begon te benutten, werd de initieel gesloten nutriëntencyclus opengemaakt en ontstonden een aantal door de mens geïnduceerde vormen van bodemdegradatie.
- Het bodembeheer heeft zich zeer lang geconcentreerd op de bodemchemie waarbij het belang van het bodemleven en de bodemstructuur ondergewaardeerd werden en daardoor onder hoge druk komen te staan (trend).
- De actuele toestand van de chemische bodemvruchtbaarheid in de Vlaamse akker – en weilandbodems is meestal goed betreffende de zuurtegraad maar het organische stof gehalte ten opzicht van andere landgebruikstypes in Vlaanderen is beduidend lager. Vermits organische stof de belangrijkste indicator is voor het behoud van bodemvruchtbaarheid, duidt dit op een niet-duurzame evolutie.
- Driver: De belangrijkste bedreiging voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid in Vlaanderen is de ver doorgedreven intensivering in de landbouw (qua inputs, bewerking, gewaskeuze en - rotatie) waardoor de bodem onvoldoende kans krijgt om zijn natuurlijk herstelvermogen en natuurlijke weerbaarheid te ontwikkelen en te benutten. Intensivering blijkt echter essentieel en zal dus meer duurzaam moeten worden, dit wil zeggen met een minimale belasting voor het milieu ('sustainable intensification').
- Belang in Vlaanderen: Het behoud van bodemvruchtbaarheid is, naast zijn belang voor de producerende diensten, van essentieel belang voor de levering van de regulerende ecosysteemdiensten waterkwaliteit, globaal klimaat, waterberging en bescherming tegen erosie. Het behoud van de biologische bodemvruchtbaarheid verhoogt de weerbaarheid van de bodem en draagt bij aan natuurlijke plaagbestrijding.
- Interactie met producerende ESDs: Het niet behouden van de bodemvruchtbaarheid staat gelijk aan bodemdegradatie welke we ons met steeds sneller groeiende wereldbevolking niet kunnen veroorloven door een dreigend voedsel-, energie- en vezeltekort.
- Interactie met regulerende ESDs: Het duurzaam en oordeelkundig behoud van de drie componenten van bodemvruchtbaarheid vertoont een positieve terugkoppeling met nagenoeg alle regulerende ecosysteemdiensten.
- Beleid: De best haalbare maatregel om de bodem te helpen zijn vruchtbaarheid in stand te houden, is een goed organisch stofbeheer omdat dit zowel de biologische, chemische als fysische componenten van bodemvruchtbaarheid ten goede komt. Meer concreet zou het beleid moeten inzetten op een complementaire aanpak met betrekking tot grondbewerking, vruchtwisseling en bemesting om zo op een duurzame wijze en met minimale input van buitenaf en dus minimale milieubelasting het behoud van de bodemvruchtbaarheid te bevorderen.
- Maatregelen ter bevordering van de natuurlijke bodemvruchtbaarheid komen de ondergrondse biodiversiteit ten goede (bodemvoedselweb) die dan weer tal van positieve terugkoppelmingsmechanismen heeft (o.a. het ziekteverwendend vermogen of weerbaarheid van de bodem).

# Inhoudsopgave

Hoofdpijnen.....	4
Inhoudsopgave .....	5
Inleiding en leeswijzer .....	6
<b>1. Begrippen en belang .....</b>	<b>8</b>
1.1. Omschrijving van de ESD behoud bodemvruchtbaarheid .....	8
1.2. De natuurlijk-technologische gradiënt in Vlaanderen .....	10
1.3. Structuren, processen, en functies van het bodemecosysteem .....	12
1.4. Governance .....	14
<b>2. Actuele Toestand ESD .....</b>	<b>16</b>
2.1. Fysische geschiktheid .....	16
2.2. Potentieel aanbod.....	18
2.3. Actueel aanbod grove landgebruiksklassen .....	19
2.4. Actueel aanbod van pH en organische stof.....	19
2.5. Vraag .....	24
2.6. Gebruik.....	27
<b>3. Trend van de ESD.....</b>	<b>28</b>
3.1. Trend in de vraag.....	28
3.2. Trend in het aanbod .....	32
3.3. Trend in het gebruik van de ESD.....	35
<b>4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD.....</b>	<b>37</b>
4.1. Indirecte drivers .....	37
4.2. Directe drivers .....	41
<b>5. Impact op biodiversiteit en milieu .....</b>	<b>54</b>
<b>6. Maatschappelijk welzijn en waardering .....</b>	<b>55</b>
6.1. Welzijns – en welvaartscomponenten waarop ESD invloed heeft .....	55
6.2. Belanghebbenden.....	55
6.3. Belang van het effect.....	56
6.4. Inschatten welzijnseffect.....	56
6.5. Empirische gegevens .....	56
<b>7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik .....</b>	<b>58</b>
7.1. Impact gebruik ESD op toekomstige levering van de ESD zelf .....	58
7.2. Impact van gebruik van de ESD op de huidige én toekomstige levering van andere ESD ..	58
7.3. Impact vraag en gebruik van de ecosysteemdienst op diensten elders in de wereld .....	62
7.4. Link met de natuurlijk-technologische gradiënt .....	62
7.5. Limieten en voorwaarden voor gebruik van deze dienst.....	62
7.6. Vergroten van positieve en verkleinen van negatieve impacts .....	63
<b>8. Kennislacunes .....</b>	<b>65</b>
<b>Lectoren .....</b>	<b>67</b>
<b>Referenties.....</b>	<b>68</b>



## Inleiding en leeswijzer

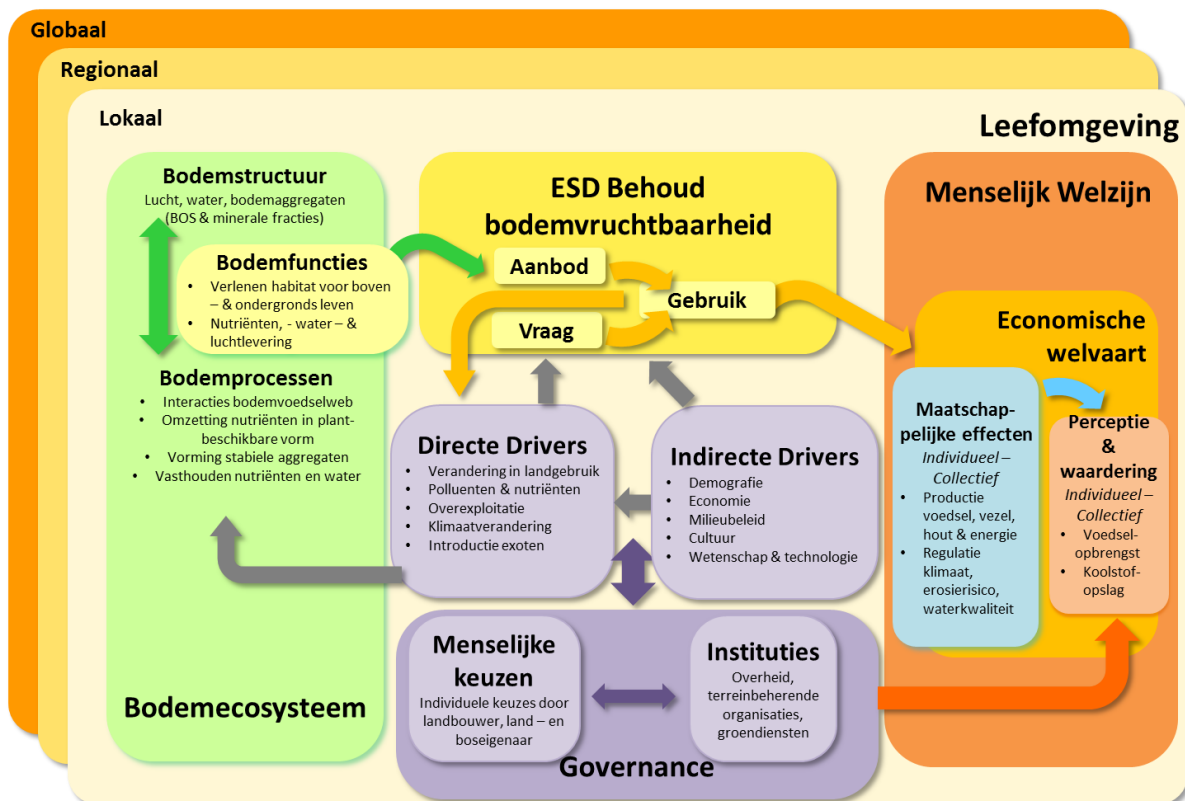
Dit hoofdstuk vormt een onderdeel van het technisch rapport "Toestand en trends van ecosysteemdiensten in Vlaanderen". Dit technisch rapport bestaat uit twee inleidende hoofdstukken, acht thematische hoofdstukken en zestien hoofdstukken die individuele ecosysteemdiensten (ESD) behandelen. Het eerste inleidende hoofdstuk bespreekt de aanleiding en doelstelling van het rapport. In het tweede hoofdstuk worden de voornaamste begrippen en de ESD cyclus uitgelegd. De acht thematische ESD hoofdstukken bespreken de drivers, de toestand van ecosysteemdiensten, de toestand van ecosystemen, biodiversiteit & ESD, welzijn, waardering, interacties en governance. De zestien behandelde ESDs zijn voedselproductie, wildbraadproductie, houtproductie, productie van energiegewassen, waterproductie, bestuiving, plaagbeheersing, behoud van bodemvruchtbaarheid, regulatie van luchtkwaliteit, regulatie van geluidsoverlast, regulatie van erosierisico, regulatie van overstromingsrisico, kustbescherming, regulatie van globaal klimaat, regulatie van waterkwaliteit en groene ruimte voor buitenactiviteiten.

Dit hoofdstuk concretiseert voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid de begrippen en de ESD cyclus zoals aangereikt in hoofdstuk 2. De ESD behoud van bodemvruchtbaarheid is het vermogen van een bodem om de planten van de nodige voedingsstoffen, water en lucht te voorzien voor hun groei en bloei. Dit vermogen wordt bepaald door de chemische, fysische en biologische eigenschappen van de bodem en hun interacties. De nutriënten moeten immers vastgehouden worden door de bodem (fysische component) en moeten in een biologische beschikbare vorm aan de plant aangereikt worden, een proces waarbij de bodemorganismen essentieel zijn. Het behoud van bodemvruchtbaarheid wordt ondergebracht bij de regulerende, onderhoudende of ondersteunende diensten. Het gaat om processen en structuren die nodig zijn voor het functioneren van het ecosysteem. Het behoud van bodemvruchtbaarheid levert zelf, als ecosysteemdienst, weinig of geen directe baten voor de mens. De dienst is echter essentieel voor de levering van andere ecosysteemdiensten die wel direct baten opleveren voor mens en maatschappij.

Dit rapport behandelt de verschillende onderdelen van het analytisch kader voor het behoud van bodemvruchtbaarheid (Figuur 1).

In **paragraaf 1** wordt de ecosysteemdienst omschreven en gekaderd in de Vlaamse context. Hierbij worden indicatoren voor de ecosysteemdienst aangereikt en wordt besproken in welke mate de dienst op een natuurlijke dan wel een meer technologische manier ingevuld wordt. Daarnaast wordt het analytisch kader toegelicht, waarbij de levering van de dienst door het ecosysteem behandeld wordt en de beheerders en gebruikers van de dienst geïdentificeerd worden.

**Paragraaf 2** beschrijft en karteert waar mogelijk de actuele toestand, aanbod, vraag en gebruik van de ecosysteemdienst. Voor de beschrijving en kartering van de aanbodzijde wordt er onderscheid gemaakt tussen de fysische geschiktheid van het systeem voor de levering van de dienst en het potentieel en actueel aanbod van de dienst. De fysische geschiktheid beschrijft waar de bodem geschikt is om de dienst te leveren. Het potentieel aanbod beschrijft wat er kan gebruikt worden op basis van de aanwezige fysische structuur. Bij het actueel aanbod wordt ook het beheer en beleid in rekening gebracht. De actuele vraag naar de ecosysteemdienst vloeit in belangrijke mate voort uit de consumptie- en productiekeuzen in en buiten Vlaanderen. Het gebruik van de dienst tenslotte, verwijst naar waar en in welke mate de aangeboden ecosysteemdiensten ook daadwerkelijk geleverd én gebruikt worden. Het gebruik van de dienst levert positieve (soms ook negatieve) effecten op voor de maatschappij, die afhankelijk van het perceptie- en afwegingskader op verschillende manieren gewaardeerd kunnen worden. Deze laatste twee componenten worden apart in **paragraaf 6** besproken.



**Figuur 1.** ESD cyclus. Aanbod, vraag, gebruik, maatschappelijke effecten en waardering van ecosystemendiensten toegepast op de bodem [gebaseerd op Van Reeth, 2014 (hoofdstuk 2, dit rapport) en Haines-Young & Potschin, 2013]

**Paragraaf 3** bespreekt, waar de beschikbare gegevens het toelaten, de trend in het aanbod, vraag en gebruik van de ecosystemedienst in Vlaanderen gedurende de voorbije 20 jaar ( $\pm$  sinds 1990).

**In paragraaf 4** wordt er besproken hoe en in welke mate directe en indirecte drivers het aanbod van en de vraag naar de ecosystemedienst beïnvloeden. Hierbij beperken we ons tot de vijf directe en vijf indirecte drivers, die ook in het Millenium Ecosystem Assessment (MEA, Nelson *et al.*, 2005) onderscheiden worden, maar vullen die in vanuit de Vlaamse context. Indirecte drivers zijn factoren die geen rechtstreeks effect op de ecosystemprocessen hebben, maar die wel beïnvloeden via directe drivers. Directe drivers werken rechtstreeks in op ecosystemprocessen en veroorzaken meestal een meetbare fysische verandering in het ecosysteem en via deze weg op het aanbod van diensten door die ecosystemen. Het gebruik en optimaliseren van ecosystemediensten kan via de directe drivers een impact hebben op het milieu en de biodiversiteit.

**Paragraaf 5** bespreekt in welke mate het gebruik van de dienst de biodiversiteit beïnvloedt.

In **paragraaf 7** wordt onderzocht of en in welke mate het gebruik van de dienst een impact heeft op de huidige en toekomstige levering van zowel deze als andere ecosystemediensten. Hierbij wordt gekeken naar interacties tussen het behoud van bodemvruchtbaarheid en andere ecosystemediensten op verschillende ruimtelijke schaalniveaus en doorheen de tijd.

**Paragraaf 8** tenslotte geeft een overzicht van de kennis die ontbreekt voor het kwantificeren, in kaart brengen en waarderen van de ecosystemedienst.

# 1. Begrippen en belang

## 1.1. Omschrijving van de ESD behoud bodemvruchtbaarheid

Deze ecosysteemdienst betreft het in stand houden van het vermogen van de bodem om een plant van voedingsstoffen, water en lucht te voorzien. Het is een ondersteunende ecosysteemdienst; de dienstbaarheid voor de mens is indirect. De bodem dient als fundament en voedingsbodem voor de plantaardige en dierlijke productie in landbouwsystemen maar, breder gezien, ook voor om het even welke plant in een (semi-)natuurlijk ecosysteem. Vermits de nood aan voedingsstoffen, lucht en water verschillend is voor de verschillende plantensoorten en vegetatietypen, zijn ook de vereisten die een plant aan de bodemvruchtbaarheid stelt verschillend. Zo heeft een soortenrijk heischraal grasland nood aan een lage chemische bodemvruchtbaarheid terwijl de teelt van suikerbieten hoge voedingseisen aan de bodem stelt. Daarom zal een bodem die van nature qua voedingsstoffen het perfecte aanbod heeft om een heischraal grasland op een duurzame wijze te onderhouden, volledig ongeschikt zijn om, zonder bijkomende inputs, suikerbieten te telen. Het behoud van bodemvruchtbaarheid moet dus gedefinieerd worden in functie van een welbepaalde bodembedekking of landgebruik.

Bodemvruchtbaarheid komt tot stand door een intensieve interactie tussen drie soorten eigenschappen van de bodem: nl. de chemische, fysische en biologische. De chemische component bestaat uit de minerale voedingsstoffen, waarvan kwantitatief de belangrijkste stikstof, fosfor en kalium zijn. Daarnaast hebben planten ook nood aan magnesium, calcium, zwavel en verschillende micronutriënten zoals mangaan, koper, zink, boor en seleen. De zuurtegraad (pH) van de bodem is een belangrijke indicator van de chemische bodemvruchtbaarheid omdat deze bepalend is voor de beschikbaarheid van nutriënten. Een andere belangrijke indicator van de chemische bodemvruchtbaarheid is de kationenuitwisselingscapaciteit. Vele belangrijke voedingstoffen zijn positief geladen deeltjes (kationen), zoals ammonium, calcium, natrium, kalium en magnesium. Kleideeltjes en organische stof, dit is het dode organische materiaal in bodem van plantaardige of dierlijk oorsprong, zijn negatief geladen. Daarom zijn ze in staat om positief geladen deeltjes aan het oppervlak te binden en weer af te geven aan de plantenwortels. Het vermogen van een bodem om deze kationen te binden, noemen we de kationenuitwisselingscapaciteit. De uitwisselingscapaciteit is afhankelijk van het organische stof gehalte, het kleigehalte en de zuurtegraad. Zo zullen zandgronden met weinig organische stof relatief lage waarden, dus een intrinsiek lage chemische bodemvruchtbaarheid hebben, terwijl kleigronden relatief hoge waarden hebben en dus een intrinsiek hoge chemische bodemvruchtbaarheid.

De fysische bodemvruchtbaarheid omvat de structurele eigenschappen van de bodem. Via de vorming van bodemaggregaten biedt de bodem een structuur waarin plantenwortels voedingsstoffen, vocht en zuurstof kunnen opnemen. Ook moet de grond blijven liggen waar die ligt en niet bij de eerste de beste regenbui wegspoelen of met de wind meewaaien. Stabiele bodemaggregaten worden gevormd door een samenklitten van de bodemdeeltjes (Bronick & Lal, 2005). Van belang hierbij is onder andere de korrelgrootteverdeling (textuur) van de bodem. Kleigronden bevatten relatief veel deeltjes die kleiner zijn dan 2 micrometer. Zandgronden bevatten vooral deeltjes groter dan 50 micrometer. Leemdeeltjes zitten hier tussenin. Door hun grootte zijn ze echter gemakkelijk met water te transporteren. Voor het verplaatsen van zanddeeltjes is veel meer kracht nodig. De kleideeltjes kennen onderling sterkere bindingskrachten waardoor ze veel stabiel zijn en minder gemakkelijk uit elkaar vallen (Geelen *et al.*, 2006). In de Vlaamse bodems vormt organische stof de belangrijkste kitstof. De kitstoffen zijn afkomstig van de bodemorganismen, zoals bacteriën die allerlei stoffen uitscheiden en de bodemdeeltjes laten samenklonteren, maar ook regenwormen en schimmels spelen hier een voorname rol (Geelen *et al.*, 2006). Een goede bodemstructuur is belangrijk voor het vochthoudend vermogen, voor het tegengaan van verdichting, erosie, verslemping en uitspoeling van nutriënten (Schils, 2012) maar is ook van belang voor een gezond bodemleven.

De biologische bodemvruchtbaarheid heeft betrekking op de rol van en de interacties tussen de levende organismen in de bodem (het bodemleven), die het zogenaamde 'bodemvoedselweb' vormen. Het bodemleven is zeer divers. Het omvat microflora zoals bacteriën, schimmels en protozoa, mesofauna zoals aaltjes (nematoden), mijten en springstaarten en macrofauna zoals wormen, spinnen en duizendpoten. Zelfs zoogdieren, zoals mollen die een bodem grondig kunnen omwoelen, maken deel uit van het bodemvoedselweb. Al deze organismen zijn betrokken bij de

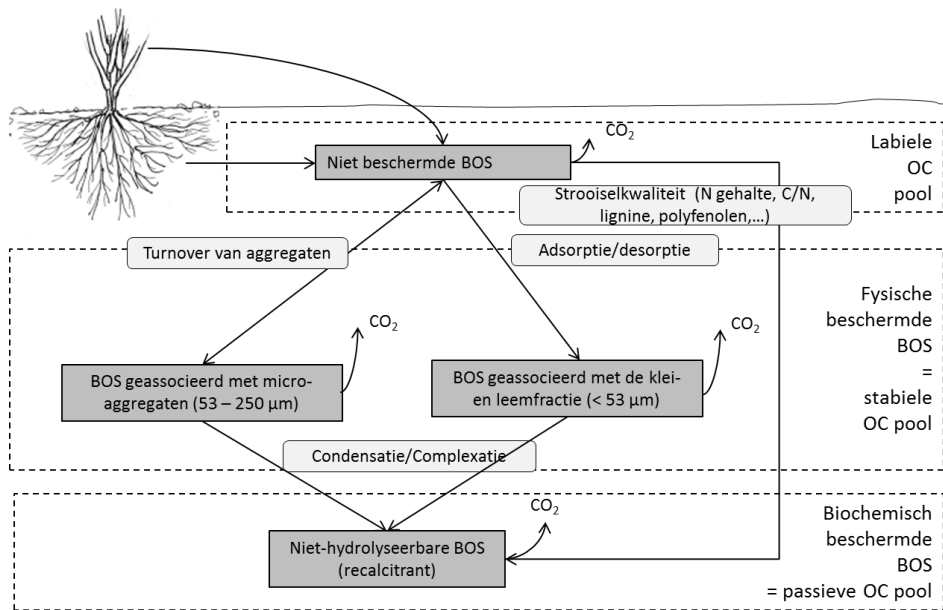


nutriëntenkringloop, structuurvorming en ziekteverring van de bodem (Mace *et al.*, 2012). Ze voeden zich met plantenresten, mest en meststoffen, maar ook met elkaar. Het bodemleven zorgt ervoor dat nutriënten vanuit de afbraak van organisch materiaal, worden omgezet in een plant-beschikbare vorm en dus terug door de planten kunnen worden opgenomen en geconsumeerd zodat het leven boven de grond groeit en bloeit. Een ander deel van het verwerkt voedsel wordt vastgelegd in het weefsel van de organismen zelf, of in andere vormen van organische stof.

Regenwormen zijn waarschijnlijk de meest belangrijke organismen van de bodemmicrofauna. Voornamelijk in de bovenste 15-35 cm van de bodem nemen zij organische stof op en passeert het door hun darmkanaal waar het wordt fijngemalen, afgebroken en verteerd. Zo kan er door een regenworm dagelijks zijn eigen lichaamsgewicht aan organische materiaal passeren (Brady, 1990). Op die manier werken ze organisch materiaal dat vanaf de oppervlakte wordt aangevoerd, dieper in de bodem. Hun uitwerpselen zijn veel rijker aan bacteriën, organische stof en beschikbare nutriënten dan de omliggende bodem. Vermits de organische stof dient als bindmiddel van de bodemaggregaten draagt hun activiteit ook bij aan de grootte en de stabiliteit van de bodemaggregaten. Daarnaast zorgen de gangen die ze graven dan weer voor een betere verluchting en drainage. Hierdoor kunnen plantenwortels eveneens gemakkelijker tot in de dieper ondergrond geraken. Zo komt de biologische activiteit zowel de chemische als de fysische bodemvruchtbaarheid ten goede (Faber *et al.*, 2009). Een stabiel bodemleven voorkomt dat één bepaalde groep organismen buitensporig in aantal kan toenemen en voorkomt zo dus dat ziekteverwekkende organismen de kop opsteken (Schils, 2012).

Het kwantificeren van deze ecosysteemdienst is niet vanzelfsprekend. Een sleutelindicator, die zowel indicatief kan zijn voor de chemische, fysische en biologische vruchtbaarheid, is het organische stof gehalte in de bodem (BOS) (Fageria, 2012). De belangrijkste bronnen van de BOS zijn organische mest, het gewas, al dan niet natuurlijk, en gewasresten. Afstervende delen van de planten (wortels, bladeren, stengels, vruchten, takken, stammen) komen in de bodem .

Het merendeel van deze organische stof blijft geconcentreerd in de bovenste bodemlagen van het bodemprofiel. De opbouw van organische stof is een langdurig proces, het duurt vele tientallen jaren of langer voordat het organische stof gehalte van de bodem structureel is verhoogd. Dit is afhankelijk van de grondsoort, het gewas en beheer. De stabiliteit van de organische stof wordt bepaald door de activiteit van de bodemorganismen (Wolters, 2000), door de bodemstructuur en de interacties tussen de organische en de minerale componenten (Lützw *et al.*, 2006). De bodemprocessen van aggregaatvorming, en – degradatie (turnover van aggregaten), van BOS adsorptie/desorptie en BOS condensatie en complexatie en de strooiselkwaliteit van de BOS bepalen de dynamiek tussen de voorraden (Six *et al.*, 2002, Figuur 2). Planten(delen) met een hoog eiwit – of suikergehalte en veel stikstof breken gemakkelijker af dan planten(delen) met een hoog ligninegehalte en armer aan stikstof (bvb. hout). De afbraaksnelheid van het labiele deel van de BOS is in de eerste jaren na toediening hoog waarna het geleidelijk afneemt tot lagere snelheden. De resterende stabiele en passieve organische stof is rijk aan moeilijk afbreekbare bestanddelen, die fysisch (stabiele OC) of biochemisch (passieve OC) beschermd zijn (Hendriks, 2011). In praktijk, wordt in de Vlaamse landbouw de term 'effectieve organische stof' gebruikt, welke de fractie is van de hoeveelheid toegediend organische materiaal dat na 1 jaar nog aanwezig is in de bodem. Van bovengrondse plantenresten blijft ongeveer 25% van het organisch materiaal nog achter in de bodem, bij stalmest is dit 50% en bij compost meer dan 80%. Deze fractie wordt ook de humificatiecoëfficiënt genoemd. De term 'humus' is eerder verwarrend omdat soms de volledige bodem organische stof of soms enkel de stabielere fractie, of - voor het geval van bosbodems - het meest verteerde deel van de strooisellaag, wordt bedoeld.

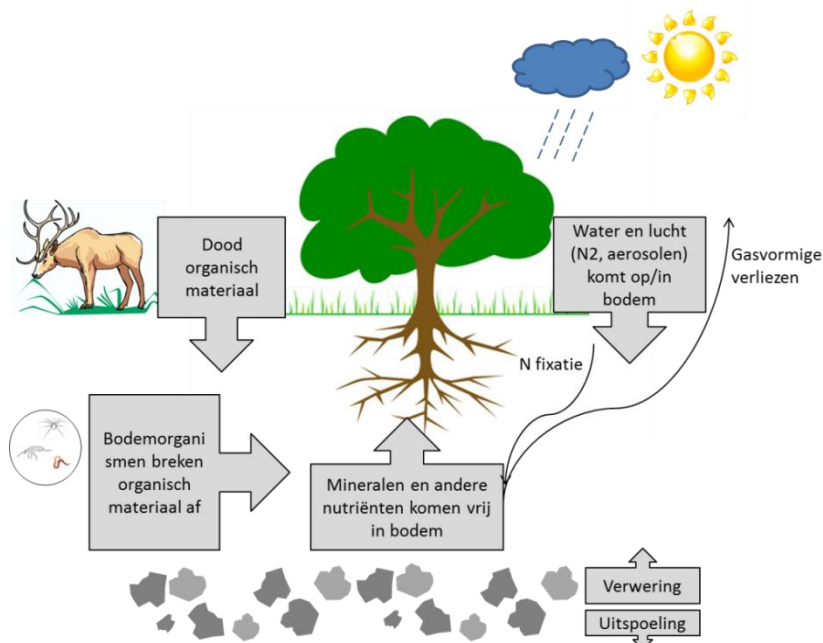


**Figuur 2.** Conceptueel model van de dynamiek van de bodem organische stof (BOS) uitgesplitst naar meetbare voorraden (naar Six et al., 2002).

## 1.2. De natuurlijk-technologisch gradiënt in Vlaanderen

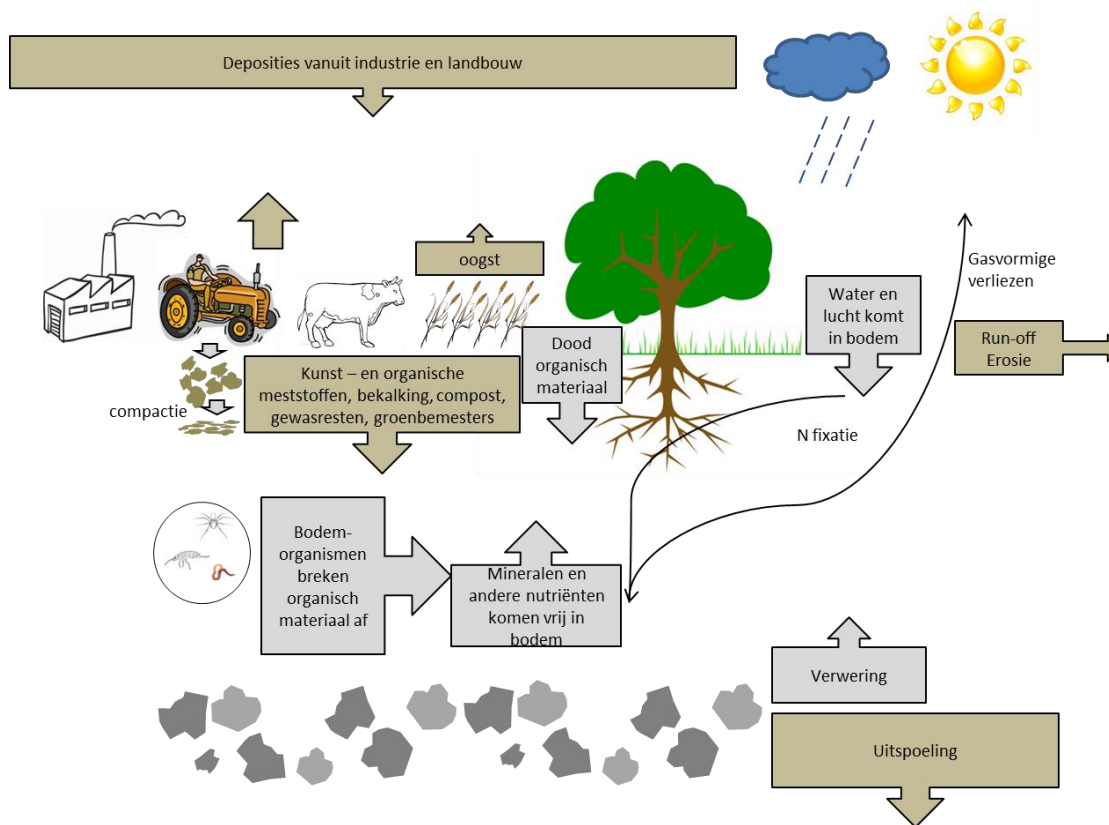
### 1.2.1. Chemische bodemvruchtbaarheid

Van nature (zonder menselijke invloed) vormt de bodem één van de schakels in een gesloten nutriëntencyclus waarbij de bodem in staat is zijn vruchtbaarheid in stand te houden (Figuur 3).



**Figuur 3.** Gesloten nutriëntencyclus zonder invloed van de mens

In natuurlijke ecosystemen vormt de mineralisatie van organische stof de voornaamste bron van nutriënten voor plantengroei en is er een balans tussen mineralisatie en nutriëntenopname (Faber et al., 2009). Van zodra dat de mens nutriënten begon te onttrekken via het oogsten van gewassen werd deze nutriëntencyclus opengebroken (Figuur 4).



**Figuur 4.** Open nutriëntencycli met invloed van de mens

Een belangrijk deel van de nutriënten werd via de biomassa afgevoerd en terug aangevuld door de mens via meststoffen [eerst via uitwerpselen van het grazend vee (Visser, 2012)]. In de moderne landbouw worden veel nutriënten van elders aangevoerd in de vorm van meststoffen. In 2012 bedroeg dit voor Vlaanderen een totaal van 136.3 miljoen kg stikstof en 45.4 miljoen kg fosfaat (VLM, 2013b). Die grote toevoer van nutriënten van buiten het bedrijf heeft geleid tot hoge gewasproducties, maar ook tot grotere verliezen van vooral stikstof naar water (in de vorm van nitraat) en lucht (ammoniak, lachgas), en tot ophoping van fosfaat in de bodem. Om verdere verontreiniging te voorkomen, wordt de bemesting sinds de jaren negentig beperkt door wettelijke maatregelen o.a. via de Europese Nitraatrichtlijn 91/676/EEC (EC, 1991) en de Vlaamse mestdecreten, de Kaderrichtlijn Water en de richtlijn 2001/81/EG inzake nationale emissieplafonds.

In de Vlaamse bos- en natuurgebieden is er geen traditie van bemesting. Deze ecosystemen ontvangen wel inputs via droge en natte depositie vanuit de lucht en ook onder bos- en natuurgebieden kan uitspoeling van nitraten, sulfaten en mineralen (calcium, magnesium, kalium) naar het grondwater voorkomen (Verstraeten *et al.*, 2012).

### 1.2.2. Fysische bodemvruchtbaarheid

De hoogste aggregaatvorming wordt gevonden onder grasland vanwege allerlei stimulerende effecten van de dichte beworteling, de bescherming tegen regenval en erosie, en vanwege de hoge dichtheid aan regenwormen. Over het algemeen neemt de fysische bodemvruchtbaarheid af volgens de toenemende intensiteit waarmee de mens de bodem bewerkt. Verschillende menselijke activiteiten hebben over de eeuwen heen geleid tot een daling van de fysische bodemvruchtbaarheid.

Landbouwers ploegen om de bodem losser te maken en er organische stof in te brengen. Op termijn echter, leidt grondbewerking tot verminderde stabiliteit van aggregaten. De fysische versterking resulteert in een rechtstreekse afbraak van de macro-aggregaten. Voorheen afgeschermd organisch materiaal wordt blootgesteld aan de lucht, water en micro-organismen en daardoor versneld afgebroken. Op die manier verdwijnen de bindmiddelen voor de macro-aggregaten (Verhulst *et al.*, 2010).

De verminderde stabiliteit van de aggregaten kan, onder invloed van neerslag op een naakte bodem, leiden tot een oppervlakkige korstvorming of verharding (verslemping) waardoor het water

minder snel de bodem intrekt (verminderde hydraulische geleidbaarheid) (Pagliai *et al.*, 2004). Zo verhoogt de kans op run-off van grond (Batey, 2009), nutriënten en bestrijdingsmiddelen. Braakliggende grond is dus niet bevorderlijk (Geelen *et al.*, 2006).

Tijdens bewerking onder droge omstandigheden kunnen fijne bodemdeeltjes verwaaien (bewerkingserosie) en leiden tot verlies van vruchtbare bovengrond (Van Oost *et al.*, 2005; 2006). Een universele regel is dat erosie en verlies van de toplaag minimaal zijn onder (blijvende) plantengroei of bedekking met gewasresten. Bodembedekking is dus essentieel. Daarnaast draagt het verwijderen van gewasresten niet bij aan de heropbouw van organische stof.

Het gebruik van steeds zwaardere machines, en zeker onder natte omstandigheden, heeft geleid tot compactie (of verdichting) van de bodem wat leidt tot reductie van porositeit, hydraulische geleidbaarheid en watervasthoudend vermogen, soms tot op grote diepten (Batey, 2009). Dit fenomeen doet zich voor in landbouwbodems maar ook de Vlaamse bosbodems zijn hiervan niet bespaard gebleven (Ampoorter *et al.*, 2010).

### **1.2.3. Biologische bodemvruchtbaarheid**

Bodemorganismen spelen een grote rol in de levering en retentie van nutriënten (Faber *et al.*, 2009). Organische bemesting met dierlijke mest, compost (Leroy *et al.*, 2007) en/of groenbedekkers leidt tot meer afbrekers (bacteriën, schimmels, wormen) die nutriënten vrijmaken door mineralisatie. Vruchtwisseling met vlinderbloemigen (bvb. klaver) zorgt via de Rhizobium bacteriën (die in symbiose leven met de plant) dat stikstof uit de lucht wordt vastgelegd terwijl dit in de moderne landbouw wordt aangeleverd door kunstmest of organische mest. Mycorrhizaschimmels gaan bij een lage beschikbaarheid van nutriënten een symbiose vormen met plantenwortels. Door een uitgebreid netwerk van schimmeldraden kan de plant meer water en nutriënten opnemen. Mycorrhiza spelen niet alleen een rol bij de opname van fosfaat en zink die sterk adsorberen aan de bodem, maar ook bij de benutting van (organische) stikstof door de plant. Bij een lage bemesting stelt men een hoger aantal schimmeldraden vast en spoelt er minder stikstof uit dan bij hoge bemesting (De Vries *et al.*, 2006; 2007).

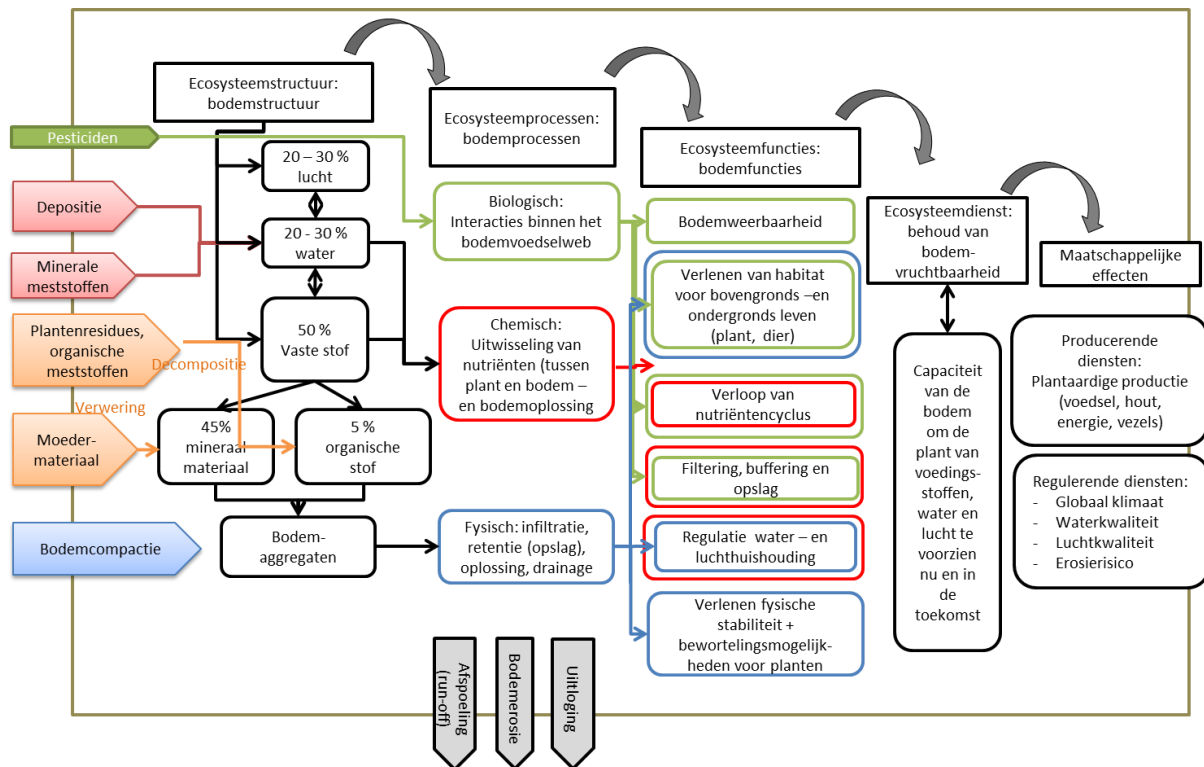
Bij intensieve bodembewerking versnelt de afbraak van organische stof (La Scala *et al.*, 2008; Reubens *et al.*, 2010), waardoor het organische stofgehalte en het bodemleven achteruitgaan. Aangezien de invloed van verstoring doorgaans het sterkst is voor grotere soorten die makkelijker verwond raken en zich minder makkelijk verplaatsen, resulteert intensieve verstoring in het stimuleren van (de kleine en mobiele) bacteriën, en het benadelen van (de grotere en loggere) schimmels. De schimmel/bacterie ratio daalt dus. Hoe minder intensief de verstoring daarentegen, des te groter het relatief voordeel voor schimmels (Hedlund *et al.*, 2004; Reubens *et al.*, 2012; de Vries *et al.*, 2013).

De mens beïnvloedt daarnaast de biologische component van de bodemvruchtbaarheid via zijn invloed op de vegetatie en de bodembedekking. Zo bepaalt de boomsoort in bossen sterk een aantal fysische, chemische en biologische bodemeigenschappen (Zinke, 1962; Bergkvist, 1987; Nordén, 1994; Vesterdal *et al.*, 2013; Cools *et al.*, 2014).

In Vlaanderen kan het behoud van de bodemvruchtbaarheid dus niet los worden gezien van menselijke activiteiten. Langohr (2001) toonde aan dat de huidige meest vruchtbare landbouwbodems van de leemstreek een gevolg zijn van het beheer door de mens door de eeuwen heen terwijl de bossen in dezelfde regio die nooit onder landbouw zijn geweest zuur en arm zijn gebleven. In de zandstreek heeft het potstal systeem de bodemvruchtbaarheid verhoogd van de zogenaamde plagenbodems.

## **1.3. Structuren, processen, en functies van het bodemecosysteem**

Het behoud van bodemvruchtbaarheid is een ecosystemedienst die geleverd door het bodemecosysteem. De bodem biedt de structuur aan waarbinnen zich biologische, chemische en fysische processen afspelen die ervoor zorgen dat de bodem bepaalde functies kan vervullen (Figuur 5).



**Figuur 5.** Schematische voorstelling van de bodemstructuur, -processen en -functies van belang in de levering van de ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid

De bodem bestaat uit vier hoofdcomponenten: anorganische of minerale materialen, organische stof, water en lucht. De minerale fractie ontstaat door verwerking van het moedermateriaal (al dan niet na transport). De organische stof komt in de bodem door afbraak van plantenmateriaal en kan door de mens aangevuld worden via organische meststoffen. De mens kan ook minerale meststoffen toedienen en via depositie komen indirect bepaalde nutriënten - maar ook verzurende stoffen - vanuit de lucht terecht in de bodemoplossing, die al dan niet worden vastgelegd in de vaste fase van het bodemcomplex.

Binnen de geschetste structuur, spelen zich biologisch, chemische en fysische processen af. Via processen zoals bodemerosie, afspoeling (run-off) en uitloging kunnen nutriënten terug verloren gaan.

De ecosysteemfuncties van de bodem kunnen opgesplitst worden in de biologische, chemische en fysische functies. Het bodemleven vormt de biotische schakel die de nutriënten in de plantenresidu's en de organische meststoffen via mineralisatie en nitrificatie omzet in een plantbeschikbare vorm. De dynamiek van vele bodemnutriëntencycli wordt gestuurd door de samenstelling van de biologische gemeenschappen in de bodem (Mace *et al.*, 2012). Een hoge functionele diversiteit is nodig om de bodemprocessen goed te laten verlopen (Heemsbergen *et al.*, 2004). Zo stelden Dybzinski *et al.* (2008) een hogere beschikbaarheid van N vast in een grasland wat ten goede komt voor de productie van biomassa en stelde Tilman (1999) minder uitspoeling vast van nitraten in ecosystemen met een hogere biodiversiteit. Bepaalde chemische bestrijdingsmiddelen vormen een bedreiging voor het bodemleven en zo indirect ook voor de plantbeschikbare nutriënten en de fysische capaciteiten van de bodem. Ook naar opbouw van weerbaarheid van de bodem tegen de dominantie van bepaalde ziekteverwekkers is een evenwichtig bodemleven essentieel (Faber *et al.*, 2009).

De chemische uitwisselingscapaciteit bepaalt de hoeveelheid en de sterkte waarmee de nutriënten gebonden zijn aan het vaste bodemcomplex en in hoeverre deze ter beschikking staan voor opname door de planten.

De fysische capaciteit is het vermogen van de bodem om lucht en water door te laten en vast te houden, essentieel voor het bodemleven en de groei van de wortels. Bodemcompactie vormt een bedreiging voor de bodemaggregaten en zo ook voor de fysische bodemvruchtbaarheid. Een bodem beschikt over een bepaalde weerstand tegen en een capaciteit om te herstellen van fysische bodemdegradatie; dit is zijn weerstands- en herstellingsvermogen (Seybold *et al.*, 1999). Door het



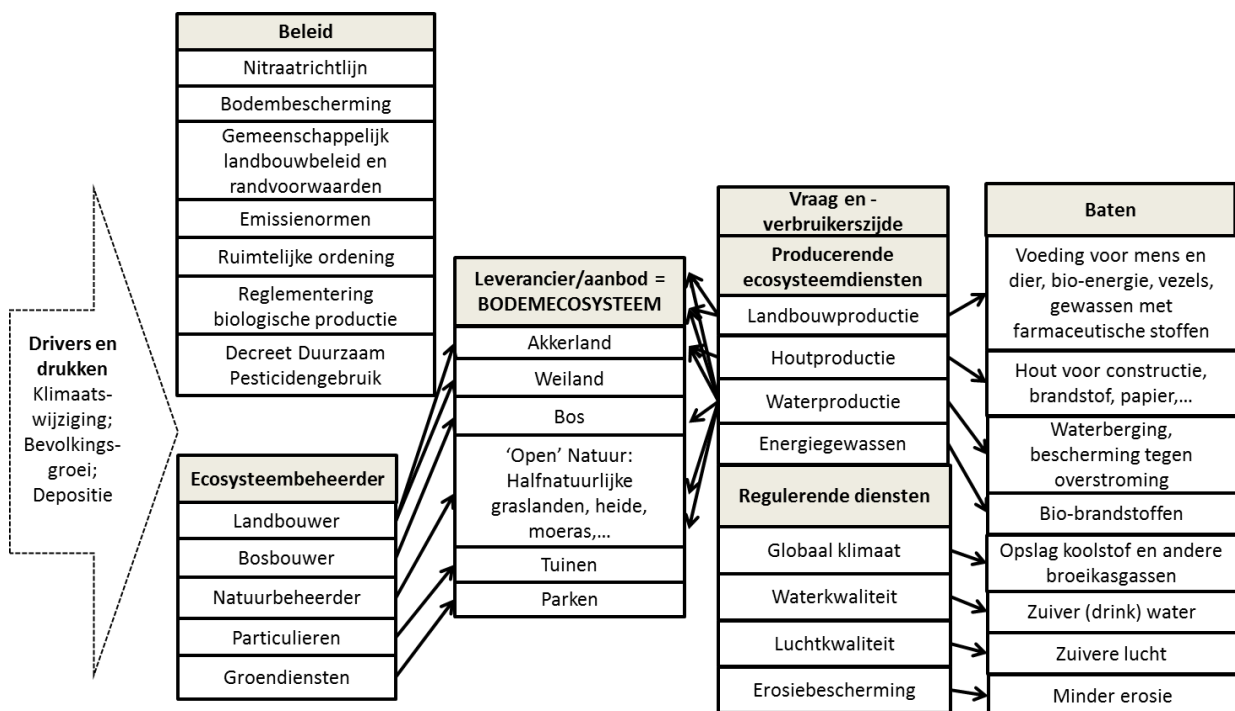
slim inzetten en combineren van diverse maatregelen (vruchtwisseling, toepassen compost en dierlijke mest,...) kan de weerstand van de bodem op peil gehouden of zelfs verbeterd worden.

De ecosystemedienst resulteert in de groei en bloei van een plant. Wanneer deze plant een voedselteelt is, vormt de baat van deze ecosystemedienst deel van de structuur die aan de basis ligt van de ecosystemedienst voedselproductie. In het geval van houtige gewassen, verwijzen we naar de ecosystemediensten houtproductie en energiegewassen. Daarnaast draagt een teelt/plant bij aan tal van regulerende ecosystemediensten (regulatie van luchtkwaliteit, waterkwaliteit, geluid, globaal klimaat, erosierisico) en vormen planten ook de basis (ecosysteemstructuur) van ecosystemediensten als groenbeleving en recreatie.

## 1.4. Governance

### 1.4.1.1. Gebruikers/Vraagzijde

Aan de vraagzijde van de ecosystemedienst bevinden zich de producerende en een aantal regulerende ecosystemediensten (Figuur 6). De producerende diensten betreffen de landbouwer met de teeltvraag, de veetelers met de vraag naar voedergewassen en weiland, de industrie met de vraag naar energiegewassen en andere grondstoffen en de bosbouwer met de vraag naar hout. Vermits verschillende gewassen andere bodemvruchtbaarheidseisen stellen, heeft een verandering in de vraag invloed op de ESD. De vraag vanuit de producerende diensten is in eerste instantie gericht op de maximalisatie van de productiecapaciteit van de bodem en hoe deze in stand kan gehouden worden. De vraag vanuit de regulerende diensten richt zich meer op de processen die zich in en rond de bodem afspelen die allen een rol spelen in het behoud van de bodemvruchtbaarheid. Zo vraagt de regulatie van het globaal klimaat om bodems met een hoge opslagcapaciteit van koolstof en andere broeikasgassen. De regulatie van de waterkwaliteit vraagt de bodem om een goede filterwerking en een minimale uitspoeling van nutriënten. De regulatie van de luchtkwaliteit vraagt om lage emissies bij het toedienen van meststoffen. De regulatie van erosierisico vraagt om een goed gestructureerde, stabiele en bedekte bodem die minder vatbaar is voor bodemerrosie, verslamping en compactie. Het waterbergend vermogen van een bodem speelt dan weer een rol bij de beheersing van het overstromingsrisico.



**Figuur 6.** Schematische voorstelling van de vraag en aanbodzijde van de ESD behoud van de bodemvruchtbaarheid

### 1.4.1.2. Beheerders/Aanbodzijde

De bodemvruchtbaarheid wordt in onze huidige samenleving idealiter in stand gehouden door een duurzaam bodembeheer door de landbouwer, bosbouwer, natuurbeheerder, particulieren en

groendiensten waarbij zowel met de behoeften van de huidige als de toekomstige generaties rekening wordt gehouden.

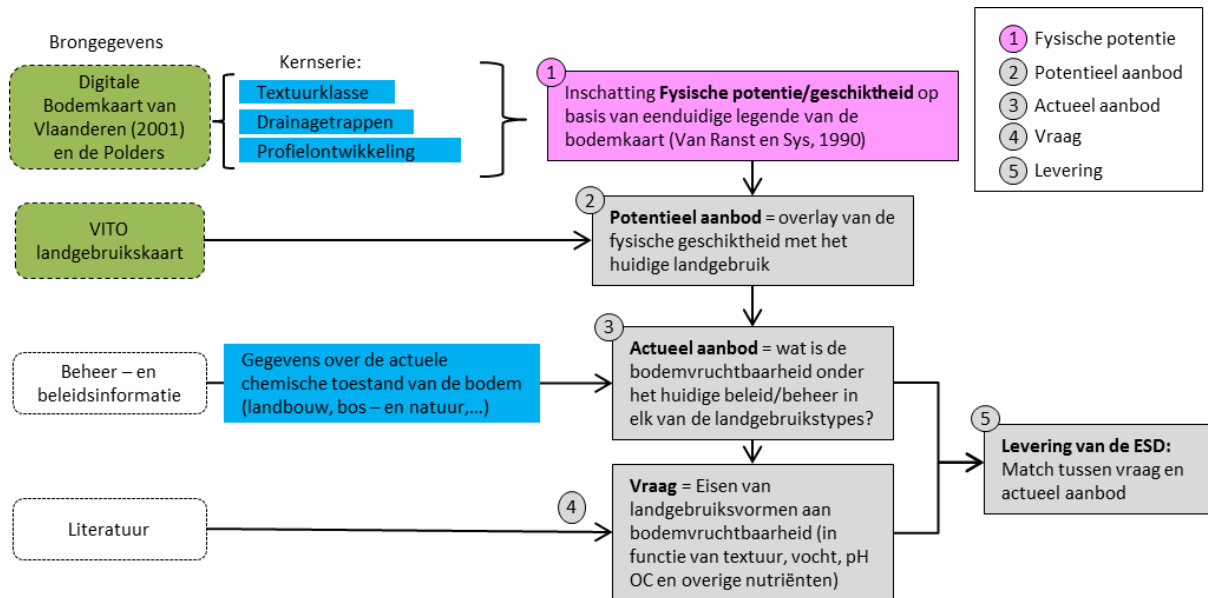
Op Europees niveau is de kaderrichtlijn bodem, die de kern moest vormen van het Europese bodembeschermingsbeleid, er niet doorgekomen. Het is nu volledig aan de lidstaten om dit verder op te nemen. Het Vlaamse bodembeschermingsbeleid richt zich op het verhogen van de kennis en de bewustwording van de problematiek van erosie, grondverschuivingen en de algemene bodemkwaliteit. Via voorlichting, vorming, demonstratie en educatie vormt de overheid een brug tussen wetenschappelijk onderzoek en de praktijk. Gemeenten worden sinds 2002 financieel ondersteund voor het opstellen van gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen of voor het uitvoeren van kleinschalige erosiebestrijdingswerken (Erosiebesluit). Daarnaast kan een gemeente subsidies ontvangen voor de begeleiding door een erosiecoördinator. Landbouwers die rechtstreekse steun ontvangen, moeten in het kader van de randvoorwaarden verplicht erosiewerende maatregelen nemen op sterk erosiegevoelige percelen. Daarnaast worden landbouwers gestimuleerd tot maatregelen die de organische stof in de bodem moeten verhogen. Betreffende grondverschuivingen en andere aspecten van bodemkwaliteit legt de Vlaamse Overheid het accent op het inventariseren en onderzoeken van de problematiek. Daarnaast zijn er beleidsvoorstellen om het gebruik van meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen en energie in de land- en tuinbouw te optimaliseren. Er is echter nog een grote weg af te leggen.

De bosbeheerder wordt ondersteund door het beleid zoals de criteria duurzaam bosbeheer (CDB, Besluit Vlaamse Regering, 27 juni 2003). Zo zijn grondige bodembewerkingen, bemesting, aanleg van nieuwe permanente exploitatiewegen, reliëfwijziging, nieuwe drainages, verwijderen van strooisel en het gebruik van herbiciden niet toegestaan. Als compensatie voor het toepassen van deze criteria kunnen subsidies bekomen worden (Thomaes en Vandekerckhove, 2004). Verder moeten alle openbare bossen voldoen aan de internationale criteria voor duurzaam bosbeheer. Elk bosbeheer dient de ecologisch functies en de integriteit van het bos te vrijwaren door het behoud te verzekeren van de biologische diversiteit en door unieke en kwetsbare ecosystemen en landschappen, evenals de natuurlijke hulpbronnen water en bodem, te vrijwaren.

De natuurbeheerder tracht zoveel mogelijk de natuurlijke bodemvruchtbaarheid in stand te houden of te beschermen (Figuur 3). Echter, hij moet onder zeer moeilijke randvoorwaarden werken omdat de instroom van nutriënten (depositie, geëutrofeerd oppervlakte - en grondwater,...) van buitenaf moeilijk tegen te houden is.

## 2. Actuele Toestand ESD

De karteringsprocedure wordt gegeven in Figuur 7 en wordt in meer detail besproken in onderstaande paragrafen.



**Figuur 7.** Karteringsprocedure (het roze wordt effectief in kaart gebracht)

### 2.1. Fysische geschiktheid

De bodemkaart reflecteert de verschillen in de intrinsieke bodemvruchtbaarheid van de grote landbouwstroken in Vlaanderen: Polders, alluviale vlakten van grote rivieren, Zandstreek, Kempen, Zandleemstreek, Leemstreek en Weidestreek (Voeren) (Kaart 1).

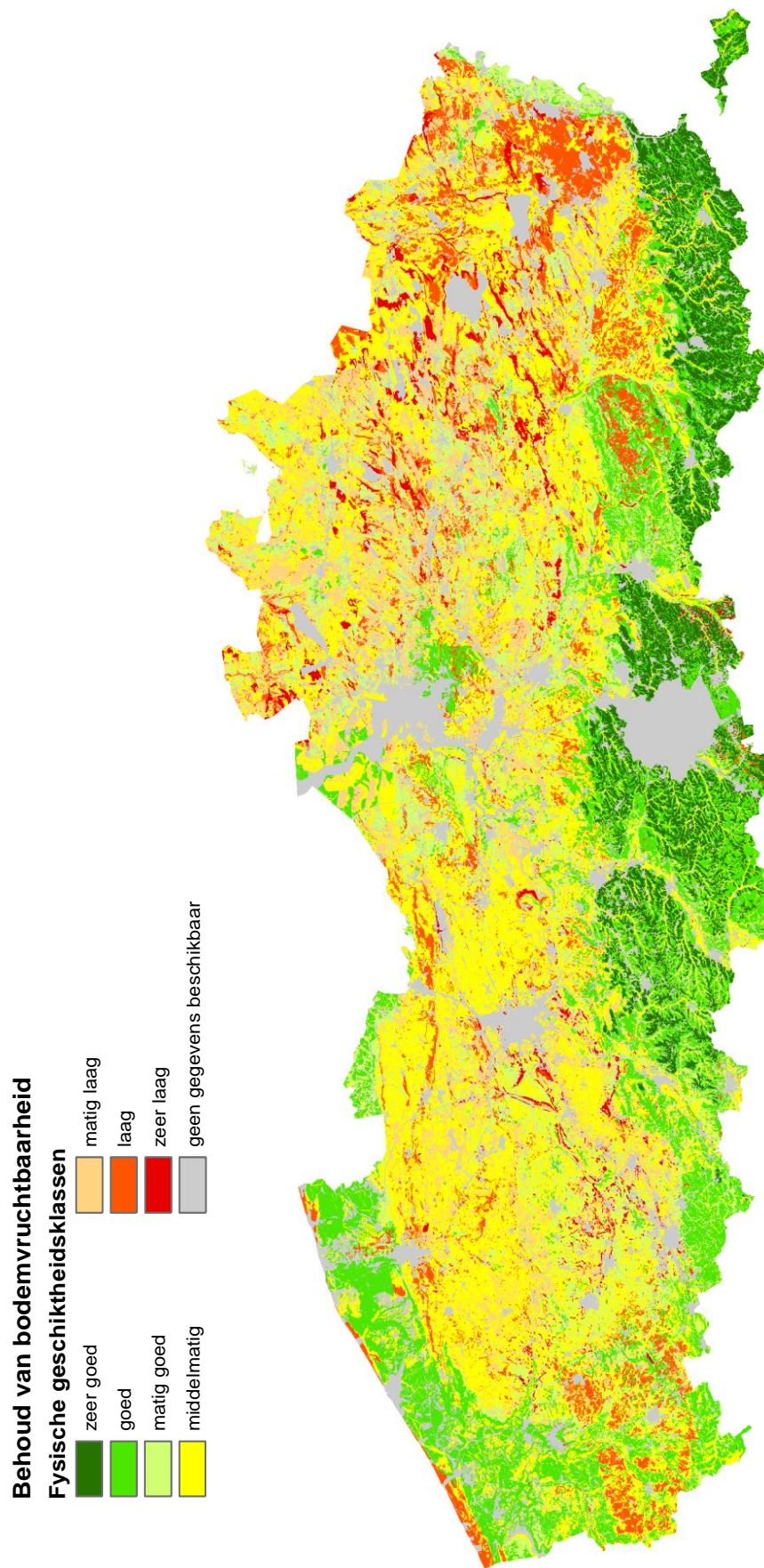
#### 2.1.1. De polders en de alluviale vlakten

##### 2.1.1.1. De Duinen

In de duinen vormt jong duinzand (matig fijn tot matig grof) het voornaamste sediment. Het kalkgehalte schommelt tussen 5 en 10%. Onder begroeiing is de bovengrond licht aangerijkt aan organische stof. In het bodemprofiel worden soms dunne humeuze horizonten aangetroffen. Het zijn overstoven oude begroeiingsoppervlakken. De gronden zijn zeer droog tot droog. In de fysische geschiktheidskaart (Kaart 1) worden ze ondergebracht in de klasse 'zeer laag', met andere woorden het zijn bodems met een zeer lage geschiktheid voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid. Door hun lage bodemvruchtbaarheid zijn ze dus zonder waarde voor de landbouw (Van Ranst en Sys, 2000). De belangrijkste ecosystemedienst die de planten hier leveren, is het tegengaan van verstuiving.

##### 2.1.1.2. De zeepolders

De sedimenten afkomstig van de zee zijn meestal klei gemengd met (duin)zand. De lichte texturen, namelijk zand tot lichte klei, komen vooral voor in de oude verzande kreken. De zware texturen (klei en zware klei) hebben een veel ruimere verspreiding. De sedimenten verschillen in kleur, kalkgehalte, structuur, enz. en gaan lokaal de bodemseries kenmerken.



Kaart 1: Fysische geschiktheid voor de ecosystemedienst 'behoud van bodemvruchtbaarheid'

Op vele plaatsen in de polders treft men veen aan in de ondergrond, van enkele cm dikte tot meer dan 1 meter. Meestal is het houtveen en tamelijk zuiver organisch materiaal. Doordat deze gronden goed water en nutriënten vasthouden, worden ze in de fysische geschiktheidskaart (Kaart 1) als goed geklasseerd.

#### *2.1.1.3. De alluviale vlakten*

In de belangrijkste dalen van Laag – en Midden-België werden bij overstromingen de grofste bestanddelen afgezet in stromend water, namelijk in en langs de boorden van de rivier (oeverwalgronden), terwijl de langer in suspensie blijvende fijne bodemdeeltjes, namelijk leem en klei, verder van de stroom tot bezinking kwamen in stagnerend water (zware komgronden). Door hun hogere vochtigheid kunnen er ook weer beperkingen optreden voor gewassen en planten die het hiermee moeilijk hebben. Vandaar dat deze gronden een klasse lager dan optimaal worden ingeschat op de fysische geschiktheidskaart.

### **2.1.2. De Zandstreek en de Kempen**

Overall in de Zandstreek wordt het geologisch substraat bedekt door zandige afzettingen, de zogenaamde dekzanden. De bodems zijn opgebouwd uit een mengsel van zandig autochtoon materiaal van lokale oorsprong en eolisch materiaal van allochtone oorsprong. In het algemeen treft men in het zacht golvende of vrij vlak oppervlak van de Zandstreek op de hogere plaatsen meer zandige bodems en in de depressies meer lemige. De meeste bodems zijn kalkloos en hebben een lage bodemvruchtbaarheid. In de fysische geschiktheidskaart vertonen de meest zandige bodems de slechtste fysische potentie. Vele gronden in de Zandstreek worden gekenmerkt door de aanwezigheid van een antropogene, dikke, humeuze bovengrond (plaggenbodems). Deze laatste bodems hebben dus door menselijke tussenkomst mettertijd een betere geschiktheid verworven.

### **2.1.3. De Leemstreek**

Het moedermateriaal van de Belgische leemgronden is löss. Het is een eolische of niveo-eolische peri-glaciale afzetting die oorspronkelijk vaak kalkrijk was. In Zuid-Brabant komt kalkloze löss voor. Alle bodems ontwikkeld op löss of op materiaal hiervan afkomstig, hebben ongeveer dezelfde granulometrische samenstelling, d.w.z. dat ze steeds een hoge leem – en een lage zandfractie vertonen. Het kleigehalte schommelt volgens de pedogenetische horizont. De leembodems hebben typisch een textuur B – horizont in de ondergrond. Deze in klei- aangerijkte ondergrond biedt interessante eigenschappen omdat deze goed vocht en nutriënten kan vasthouden. Ze vormen de meest vruchtbare gronden in Vlaanderen. Anderzijds zijn deze bodems ook het meest kwetsbaar voor bodemerosie.

### **2.1.4. De Zandleemstreek**

De Zandleemstreek, ook wel eens de gemengde streek of overgangstreek genoemd, is gelegen tussen de noordelijke Zandstreek en de zuidelijke Leemstreek en vertoont sommige kenmerken van de aangrenzende streken. Alle bodemvormende materialen zijn van sedimentaire of eolische oorsprong. De dikte van het materiaal vermindert van zuid naar noord. De deeltjesgrootte van de afzettingen varieert van lemig zand in het noorden tot zandleem en leem in het zuiden. Plaatselijk komen er oudere afzettingen aan de oppervlakte. Meestal zijn de bodems volledig ontkalkt. Deze bodems hebben ook een goede fysische geschiktheid, zij het een klasse lager dan de bodems van de Leemstreek.

### **2.1.5. De Weidestreek (Voerstreek)**

In de Weidestreek is het geologisch substraat bedekt met een continue eolische leemlaag van geringe dikte. Terwijl op de vlakke delen de leemlaag dikker is dan 1 meter, vinden we op de hellingen een dunner leemlaag die vrij heterogeen kan zijn door bijmenging van het onderliggend substraat, bvb. silexstenen, krijt en ander verweringsmateriaal. Hoewel deze bodems steniger zijn, sluit de bodemvruchtbaarheid nauw aan bij die van de Leemstreek.

## **2.2. Potentieel aanbod**

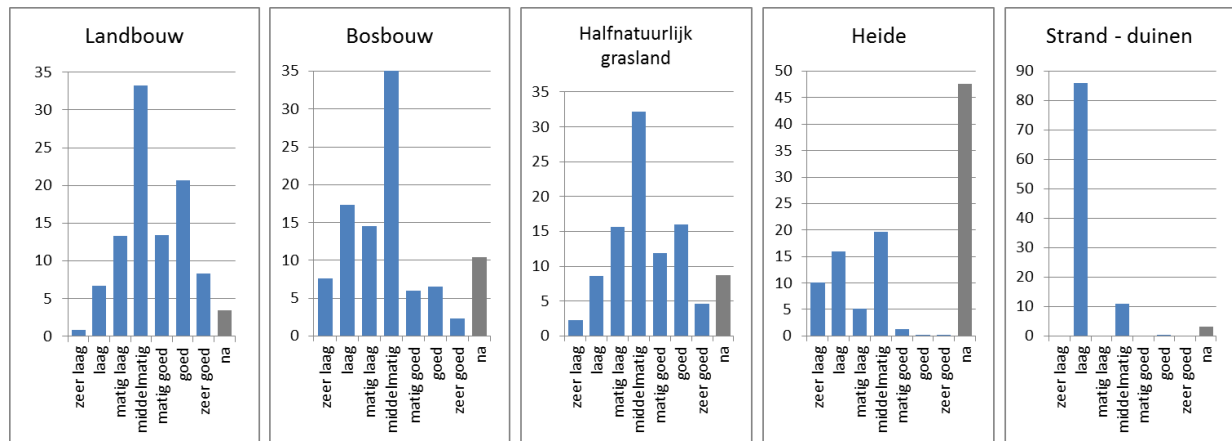
De intrinsieke eigenschappen van de Vlaamse bodems zorgen ervoor dat het ene bodemtype (bv. matig droge of matig vochtige leembodem) van nature over een hogere bodemvruchtbaarheid beschikt dan het andere bodemtype (bv. droge zandbodem). Op basis van onder andere de "eenduidige legende van de bodemkaart" zou het potentieel gebruik van de niet bebouwde ruimte door de landbouw, bosbouw of natuur (Van Ranst en Sys, 2000) kunnen voorgesteld worden volgens verschillende geschiktheidsklassen. Doordat de mens over een gamma aan



beheermaatregelen beschikt om in te grijpen op de natuurlijk bodemvruchtbaarheid (bemesten, bekalken, draineren, irrigeren,...) is het potentieel aanbod enorm groot. Het is onmogelijk om dit alles in één enkele kaart te vatten.

## 2.3. Actueel aanbod grove landgebruiksklassen

Indien Kaart 1 overlegd wordt met de meest algemene klassen van de huidige landgebruiksklasse, kan het actueel aanbod binnen het huidige landgebruik ruw voorgesteld worden (Figuur 8).



**Figuur 8.** Actueel aanbod voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid voor de landgebruiksklassen 'landbouw', 'bosbouw', 'halfnatuurlijk grasland', 'heide' en 'strand en duinen'

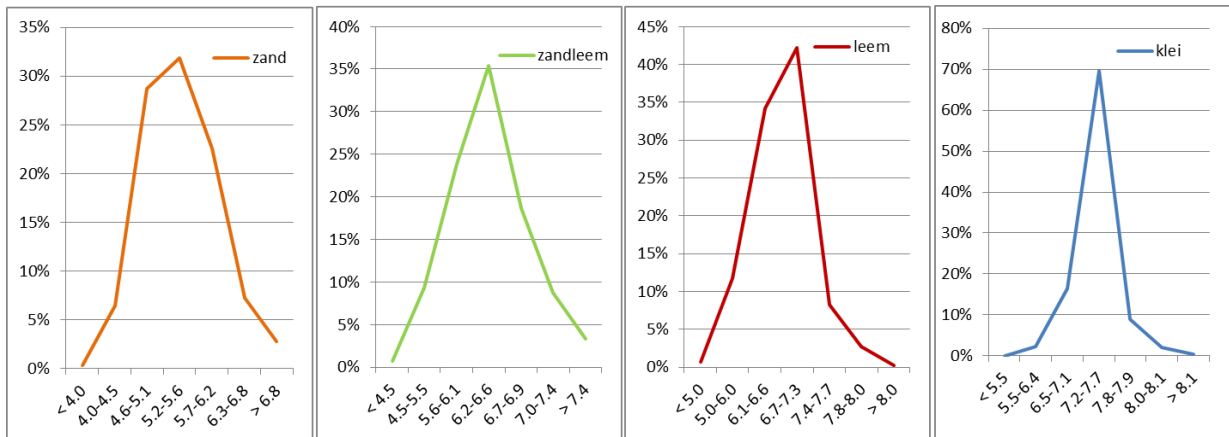
Uit vergelijking tussen het landgebruik 'landbouw' en 'bosbouw' blijkt dat landbouw relatief meer voorkomt op gronden in de klasse 'goed', 'matig goed' en 'zeer goed' dan bosbouw welke een hogere frequentie heeft in de klassen 'matig laag', 'laag' en 'zeer laag'. Dit verschil is te verklaren omdat historisch gezien, de gronden die onder landbouw werden genomen, eerst die gronden waren waar relatief minder menselijke input nodig was om tot goede resultaten te komen. Gronden die van nature een lagere bodemvruchtbaarheid hebben, zijn relatief langer onder bos gebleven (Tack *et al.*, 1993).

Halfnatuurlijk grasland vertoont een vrij normale verdeling over de verschillende klassen. Voor heide, zijn er veel ontbrekende bodemdata. Dit is te verklaren doordat vele heidegebieden gelegen zijn in militaire domeinen die niet mee opgenomen zijn in de huidige digitale versie van de bodemkaart van Vlaanderen. De bodem in deze militaire domeinen is bijna altijd zandig, hebben vaak een podzol-ontwikkeling en vallen dus meestal in de bodemvruchtbaarheidsklasse middelmatig tot laag. De bodems op strand en duinen hebben meestal een laag potentieel voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid omwille van hun zandige textuur, droge toestand en zonder enige profielontwikkeling.

## 2.4. Actueel aanbod van pH en organische stof

### 2.4.1. pH

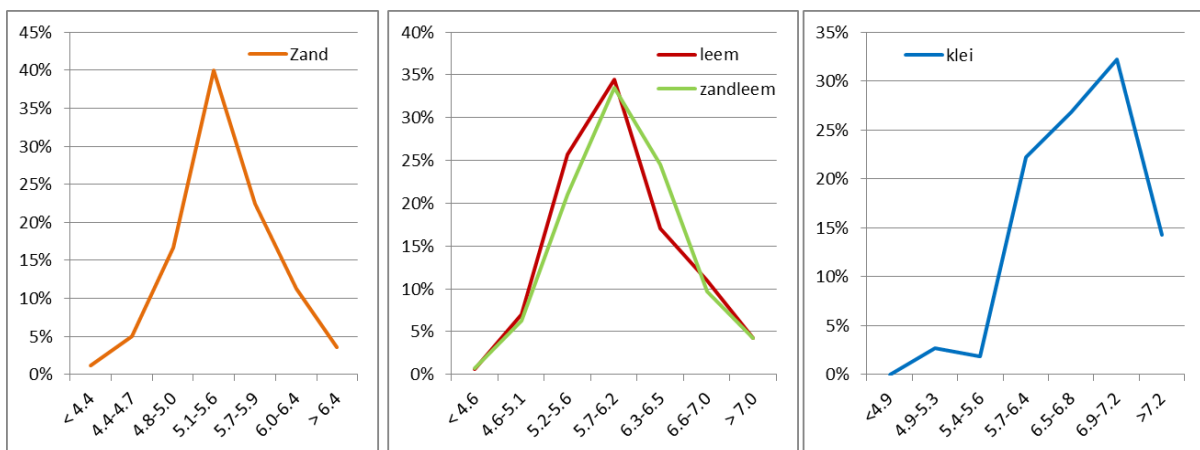
De Bodemkundige Dienst van België analyseerde tussen 2008 en 2011 de pH(KCl) op meer dan 70,000 stalen genomen in akkerland en op bijna 16,000 stalen genomen in permanent weiland. De resultaten van deze analyses leggen een aantal patronen bloot die een indicatie vormen van het behoud van bodemvruchtbaarheid op de Vlaamse akker – en weilanden (Figuur 9 en Figuur 10).



**Figuur 9.** Frequentieverdeling van de pH(KCl) in akkerbodems opgesplitst per grondsoort (0 – 23 cm) en pH-klassen

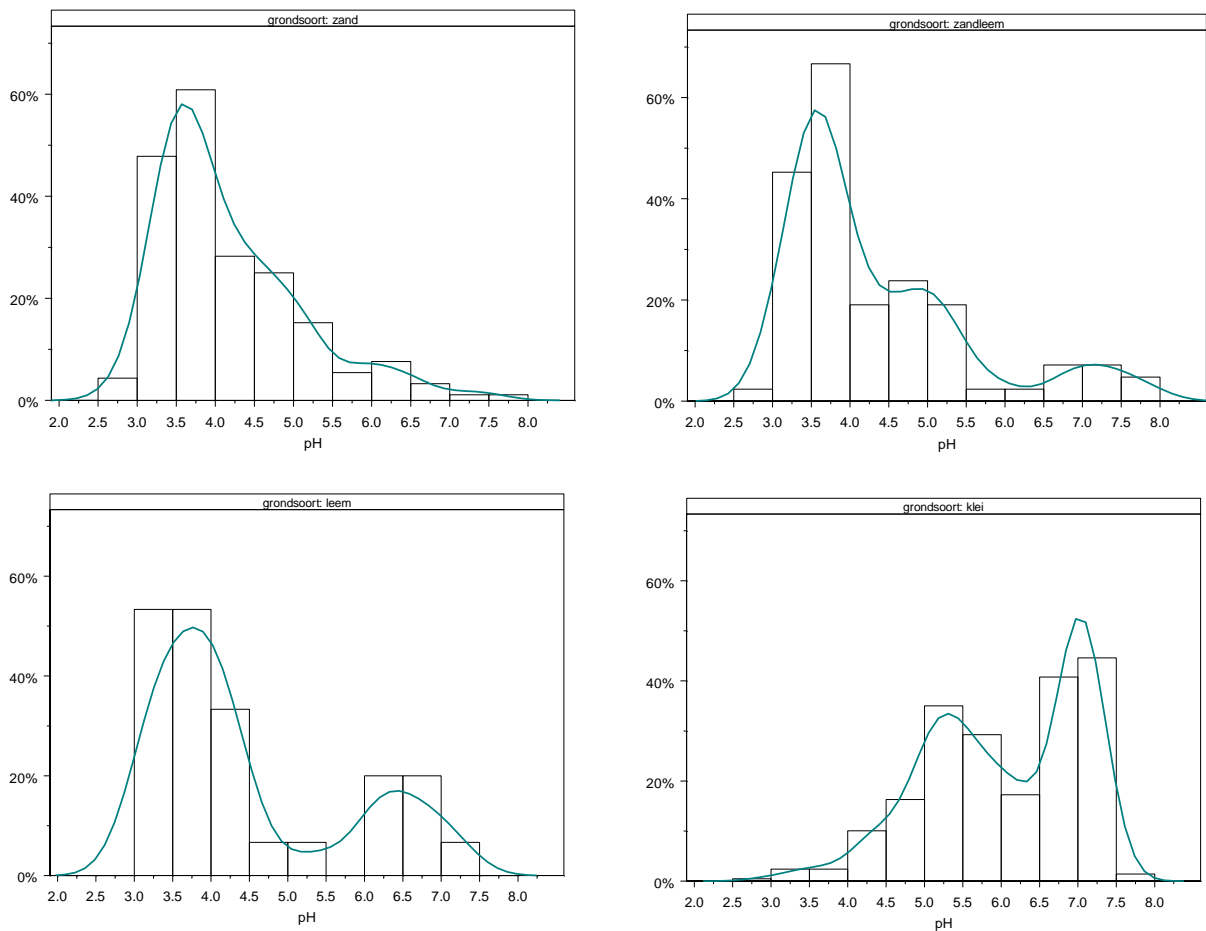
Het pH gehalte in akkerland stijgt naarmate de grondsoort fijner wordt. De verdeling wordt ook nauwer. In zandbodems heeft 32 % van de stalen een pH gehalte tussen 5.2 en 5.6. In zandleembodems heeft 35 % een pH gehalte tussen 6.2 en 6.6. In leembodems heeft meer dan 40 % een pH gehalte tussen 6.7 en 7.3. In kleibodems heeft 70 % een pH gehalte tussen 7.2 en 7.7.

In weiland worden lagere waarden gemeten maar ook hier stijgt de pH naarmate de grondsoort fijner wordt. In zandbodems heeft 40 % van de stalen een pH gehalte tussen 5.1 en 5.6. Zandleem en leembodems vertonen een gelijkaardige verdeling met een pH in bijna 35 % van de stalen tussen 5.7 en 6.2. In de kleibodems heeft 32% van de stalen een pH tussen 6.9 en 7.2.



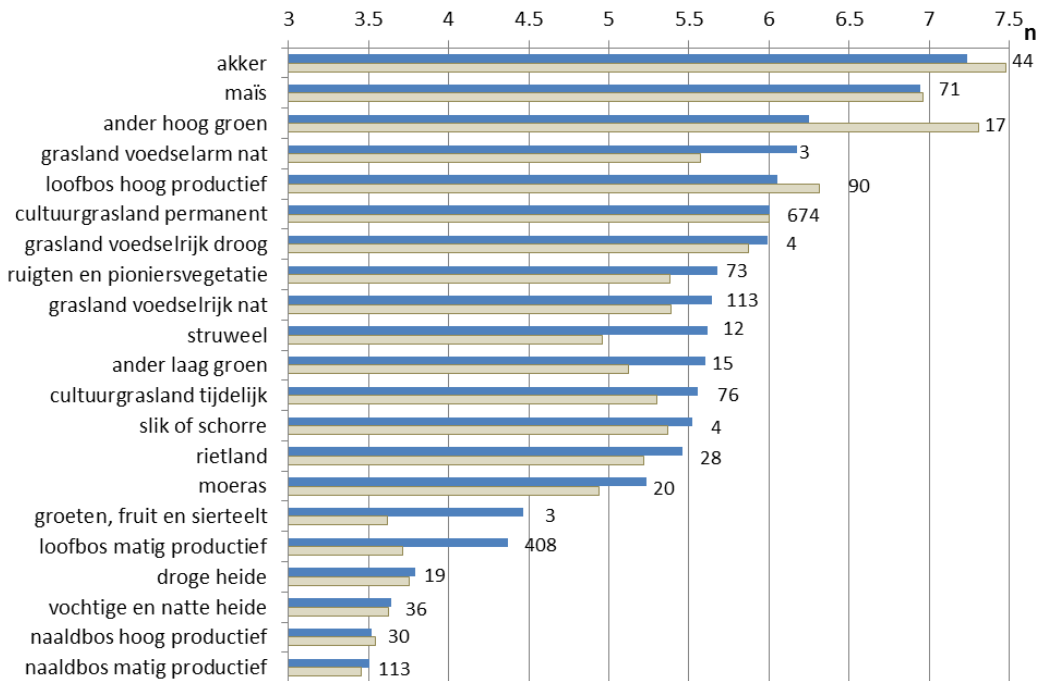
**Figuur 10.** pH(KCl) in weiland opgesplitst per grondsoort (0 – 6 cm)

De bodemdata aanwezig op het INBO tonen een vergelijkbaar patroon wat betreft de stijging van de pH met fijnere grondsoort (Figuur 11). De mediane pH waarden liggen echter veel lager: in zandbodems 1.5, in zandleem – en leembodems 2 en in kleibodems 1 eenheid lager. Bij leem- en kleibodems komt een bimodaal patroon naar voren wat een weerspiegeling is van bodems met en zonder kalk.



**Figuur 11.** Frequentieverdeling van de pH volgens grondsoort (bron: INBO bodemdata)

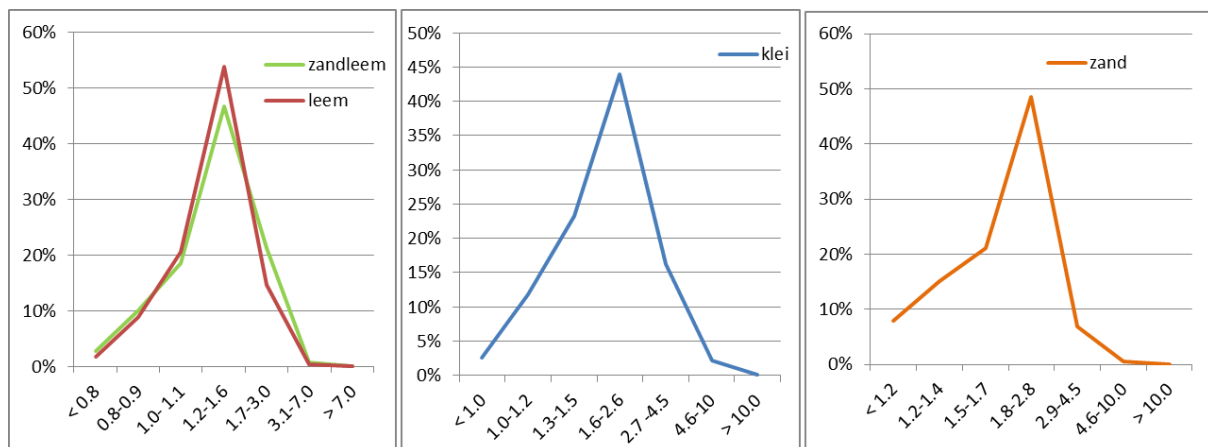
Indien we de INBO bodemdata opsplitsen per landgebruik, worden de verschillen in pH tussen landbouwbodems enerzijds en natuur – en bosbodems anderzijds nog scherper gesteld (Figuur 12). Akkerland (inclusief maïsteelt) steekt qua pH met kop en schouder boven alle andere landgebruiken uit. Dit is rechtstreeks toe te schrijven aan bekalking of gebruik van kalkrijke meststoffen, m.a.w. bewust bodemvruchtbaarheidsbeheer door de landbouwer. Aan de andere zijde van het spectrum bevinden zich de heide en de naaldbossen. Dit is te verklaren omdat heide en bossen zich in Vlaanderen hoofdzakelijke situeren op de zandgronden met een intrinsieke lage bodemvruchtbaarheid (Kaart 1), doordat deze gronden niet bekalkt worden en waar zowel de antropogene als de natuurlijke bodemverzuringprocessen hun gang kunnen gaan.



**Figuur 12.** Gemiddelde (blauw) en mediaan (beige) pH-waarde in de bovenste minerale horizont per landgebruik (bron: INBO bodemdata) (n = aantal waarnemingen)

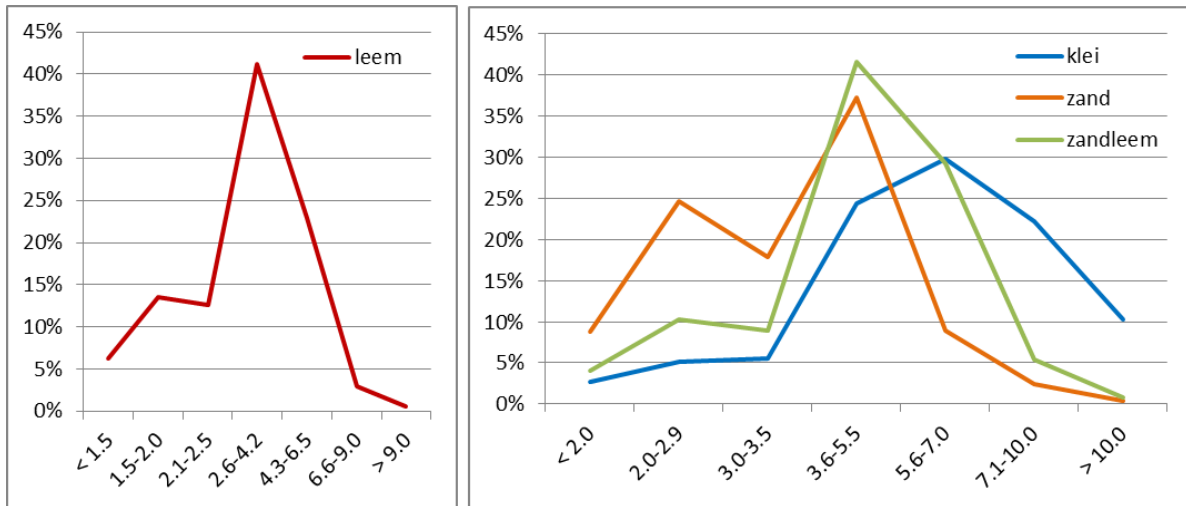
#### 2.4.2. Organische koolstof

Op diezelfde stalen analyseerde de BDB de organische koolstofconcentraties. De verdeling van het OC gehalte in akkerland op leembodems is gelijkaardig aan die van de zandleembodems. De meeste stalen hebben een OC gehalte tussen de 1.2 en 1.6 %. In de klei- en zandbodems is het OC gehalte hoger (Figuur 13).



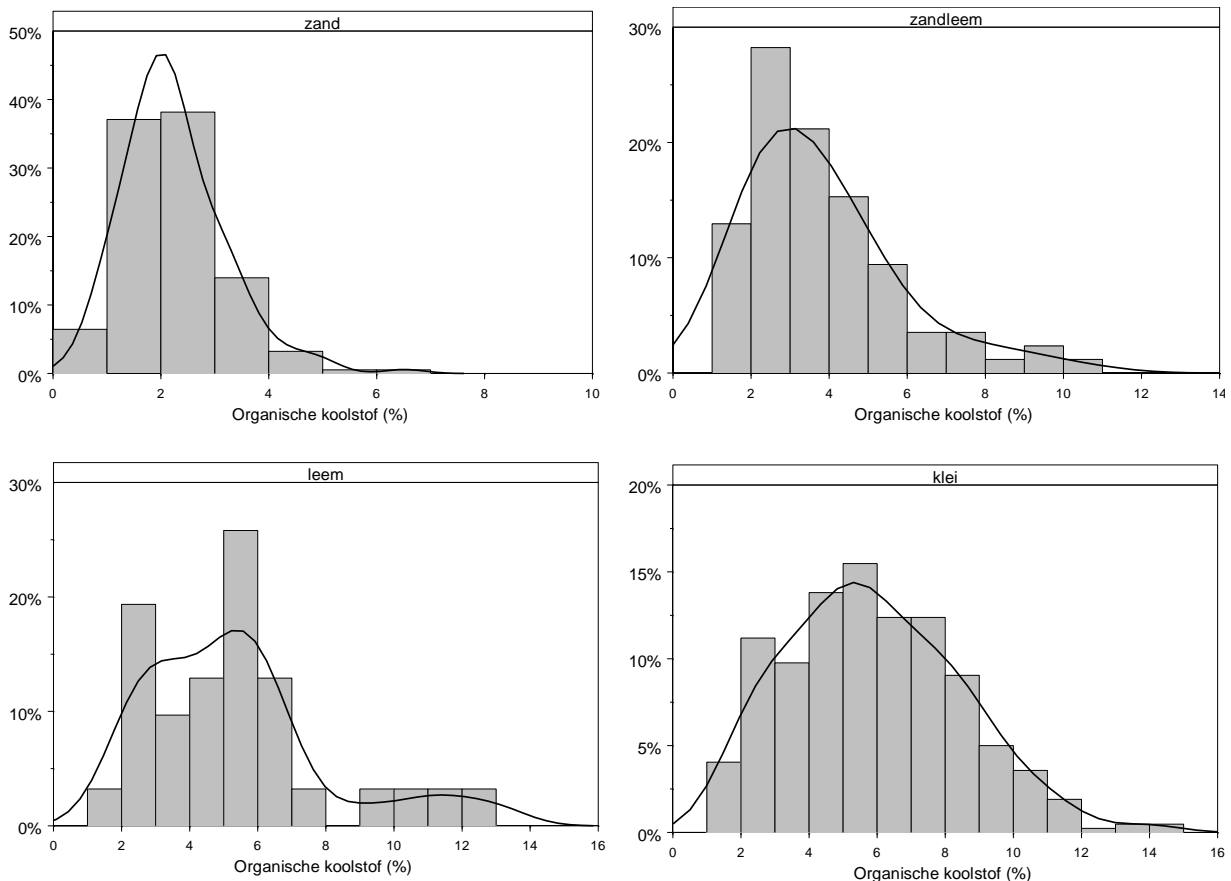
**Figuur 13.** Organische koolstof concentraties (g/100 g bodem) in akkerland (0 – 23 cm)

De relatief lage OC concentratie in leembodems komt ook tot uiting in de stalen genomen in weiland waar 40% van de stalen een OC concentratie heeft tussen 2.6 en 4.2%. In de zand en zandleembodems heeft een meerderheid van de weilanden een OC concentratie tussen 3.6 en 5.5 %. In kleibodems liggen de waarden nog hoger (Figuur 14).



**Figuur 14.** Organische koolstof concentraties (g/100 g bodem) in weiland (0 – 6 cm)

Op basis van de intrinsieke bodemeigenschappen verwacht men een hoger OC concentratie in bodems met een fijnere textuur. Dit wordt bevestigd door de bodemdata beschikbaar op het INBO met de nadruk op bos -, natuur - en overstromingsgebieden in Vlaanderen (Figuur 15).

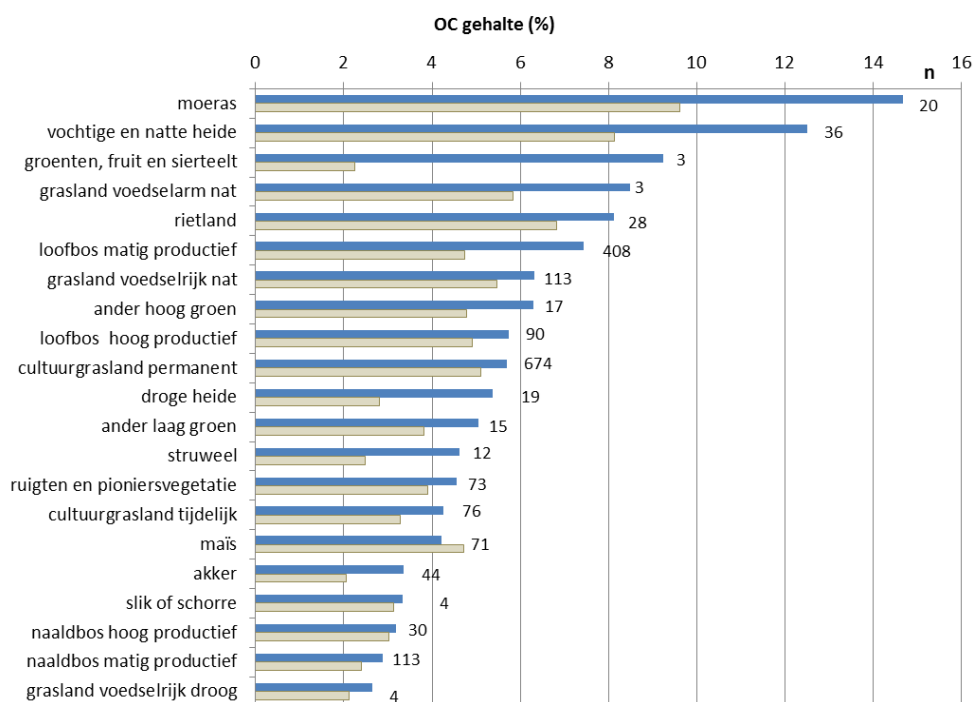


**Figuur 15.** Frequentieverdeling van de organische koolstof concentraties (g/100 g bodem) in INBO datasets per grondsoort

Qua frequentieverdeling van het organische koolstofgehalte per grondsoort ligt het maximum bij zandbodems bij 2%, bij zandleembodems bij 3%, bij leem- en kleibodems bij 5.5%. Dus meer dan 75% van de zandstalen heeft een OC concentratie tussen 1 en 3 %. In de zandleembodems heeft 30% van de stalen een OC gehalte tussen 2 en 3%. In de leembodems is in 25 % van de stalen het OC gehalte tussen 5 en 6 % (eerder een bimodaal patroon, ook een piek tussen 2 en 3 %). Ook in de kleibodems heeft de meerderheid van de stalen een OC gehalte tussen 5 en 6 %.



Op basis van de INBO bodemdataset (totaal aantal observaties = 1853), komen duidelijke verschillen naar voren voor de OC concentratie in de bovenste minerale horizont tussen de verschillende landgebruiksvormen. Moerassen vertonen de hoogste OC concentraties, gevolgd door de natte en vochtige heide. De laagste OC concentraties treffen we aan in akkerland en in de minerale top laag van naaldbossen (Figuur 16).



**Figuur 16.** Gemiddelde (blauw) en mediaan (beige) OC gehalte in de bovenste minerale horizont per landgebruik volgens de VITO landgebruikskaat (bron: INBO bodemdata) (n = aantal waarnemingen)

## 2.5. Vraag

Het behoud van bodemvruchtbaarheid is een ondersteunende ecosysteemdienst. Een goede bodemvruchtbaarheid is nodig opdat andere ecosysteemdiensten kunnen geleverd worden zoals bvb. voedsel – en houtproductie. Tabel 1 toont de vraag die verschillende landgebruikstypes aan de bodem stellen qua vocht, textuur, pH en bodemvruchtbaarheid in het algemeen.



**Tabel 1.** De vraag van verschillende landgebruiksvormen naar bodemvruchtbaarheidskenmerken inzake textuur, drainage, pH en een algemene bodemvruchtbaarheidsindicator. Optimaal = streefzone, Absoluut = minimaal vereist (bronnen: Ecocrop.Fao.Org en De Vos, 2000).

	Bodemvruchtbaarheid		Drainage		Textuur		pH			
	Optimaal	Absoluut	Optimaal	Absoluut	Optimaal	Absoluut	Zeer laag	Laag	Hoog	Zeer hoog
Grasland										
Schraalgrasland										
Dotterbloemgrasland	Hoog	Matig								
Mesofiel grasland/hooiland										
Nat voedselrijk grasland			Slecht							
Zilt grasland			Goed	Slecht						
Moeras										
Rietland			Slecht	Slecht	Leem	Klei, leem				
Heide			Goed	Slecht, goed, sterk						
Bos										
Loofbos eik	Hoog	Matig	Goed	Goed, sterk	Leem	Klei, leem, zand				
Loofbos populier										
Loofbos alluviaal (moerasbos)			Slecht	Slecht	Klei, leem, organisch					
Loofbos ander	Hoog	Matig			Leem	Klei, leem				
Naaldbos lork	Hoog	Matig	Matig	Matig	Leem	Klei, zand				
Naaldbos grove den	Matig		Goed	Goed, sterk	Zand, leem	Klei, leem, zand				
Naaldbos fijnspar	Hoog	Matig			Leem, organisch	Gehele spectrum				

**Tabel 1** (vervolg)

	Naaldbos ander				Goed	Goed, sterk	zand, zandleem			< 3.5	3.5 - 5.0	5.0 - 6.5	6.5 - 8.0	> 8.0
	Ander hoog groen						Leem, klei	Leem, zand, organisch						
	Korte omloophout				Goed	Slecht				< 5.0	5.0 - 7.5	7.0 - 8.5		
Landbouw	Soortenarm ingezaaid cultuurgrasland	Hoog	Matig		Goed	Goed	Klei, leem	Klei, leem		< 4.5	4.5 - 5.0	5.0 - 7.0	7.0 - 8.4	> 8.4
	Soortenarm permanent cultuurgrasland				Goed	Goed	Klei, leem	Klei, leem		< 4.6	4.6 - 5.1	5.0 - 7.1	7.0 - 8.5	> 8.5
	Groententeelt	Hoog	Matig		Goed	Goed, droog	Zandleem, leem	Zandleem, leem, zand		< 5.0	5.0 - 5.5	5.5 - 6.8	6.8 - 7.5	> 7.5
	Akkerbouw aardappelen	Matig	Laag		Goed	Goed, droog, matig droog	Leem, organisch	Klei, leem, zand		< 4.2	4.2 - 5.0	5.0 - 6.2	6.2 - 8.5	> 8.5
	Akkerbouw tarwe	Hoog	Matig		Goed	Goed	Leem, organisch	Klei, leem		< 5.5	5.5 - 6.0	6.0 - 7.0	7.0 - 8.5	> 8.5
	Akkerbouw suikerbiet	Matig	Laag		Goed	Goed, droog, matig droog	Leem, organisch	Klei, leem, zand		< 4.2	4.2 - 5.0	5.0 - 6.2	6.2 - 8.5	> 8.5
	Akkerbouw maïs	Hoog	Laag		Goed	Goed, matig goed	Zandleem, leem			< 4.5	4.5 - 5.0	5.0 - 7.0	7.0 - 8.5	> 8.5
	Boomgaard (laag- en middenstam)	Hoog	Matig		Goed	Goed	Leem, zand	Klei, leem, zand		< 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.0	7.0 - 8.0	> 8.0
	Boomgaard (hoogstam)	Hoog	Matig		Goed	Goed	Leem, zand	Klei, leem, zand		< 4.5	4.5 - 6.0	6.0 - 7.0	7.0 - 8.0	> 8.0
Kust	Heimduin	Matig	Laag				Zand	Zand		< 4.5	4.5 - 5.0	5.0 - 6.0	6.0 - 6.5	> 6.5
	Kaal zand	Laag	Laag		Sterk	Sterk	Zand	Zand						

## 2.6. Gebruik

Indien we de vraag naar het behoud van bodemvruchtbaarheid van de verschillende soorten landgebruik koppelen aan wat het bodemecosysteem effectief te bieden heeft, brengen we het gebruik van de ecosysteemdienst in kaart. Indien de vraag overeenstemt met het aanbod, wordt de ecosysteemdienst optimaal benut. Echter de mens heeft zoveel middelen ter beschikking om het aanbod door de bodem te beïnvloeden dat het binnen het bestek van deze studie onmogelijk bleek dit in kaart te brengen.

De bodemvruchtbaarheid heeft het landgebruik in Vlaanderen tot op een bepaald niveau bepaald. Zo stelden De Meyer *et al.* (2011) vast dat leem- en kleibodems relatief minder bebouwd of afgedicht zijn dan zand - en zandleembodems. Dit hebben ze vooral te danken aan hun hogere vruchtbaarheid, waardoor ze langer bewaard bleven onder landbouwgebruik. De analyse van de sequentie nat – vochtig – droog toont dat de droge (10,3 %) en vochtige (10,1 %) bodems gemiddeld sterker afgedicht zijn dan de natte bodems (9,2 %). De kans op wateroverlast is op de natte bodems immers aanzienlijk groter omdat ze doorgaans in lagere gebieden gelegen zijn. Het verschil in bodemafdichting tussen de droge en de vochtige bodems is verwaarloosbaar. Natuurlijk zijn in de evolutie van bodemafdichting niet enkel het bodemtype en het vochtgehalte bepalende factoren. Ook sociale, economische, geschiedkundige, milieukundige, ... factoren kunnen immers een belangrijke rol spelen.

In Vlaanderen zijn diepe leemgronden de beste gronden voor alle fruitsoorten en variëteiten. Vermits boomwortels diep doordringen in het bodemprofiel, reageren zij op textuurvariaties in de ondergrond. De meeste diepe leem – en zandleemgronden hebben geen watertekort. Het is dus niet toevallig dat het Hageland, waar we deze bodems aantreffen, de belangrijkste fruitteeltregio in Vlaanderen is.

Het feit dat men het permanent cultuurgrasland voornamelijk aantreft in de Polders en valleigebieden, bossen op de bodems met lage bodemvruchtbaarheid,... kan deels verklaard worden vanuit de bodemvruchtbaarheid (bvb. Gysels *et al.*, 1993; Tack *et al.*, 1993). Het gaat hier niet zomaar om gewoontes en tradities, het toont aan dat de mens al eeuwenlang optimaal gebruik tracht te maken van de bodemvruchtbaarheid.

Vele Vlaamse natuurgebieden zijn gesitueerd op de gronden die vaak onrendabel (vaak te nat) zijn voor landbouw. Terwijl men de chemische bodemvruchtbaarheid heeft kunnen opdrijven op de droge gronden, vergde drainage vaak een te grote investering op de te natte gronden.

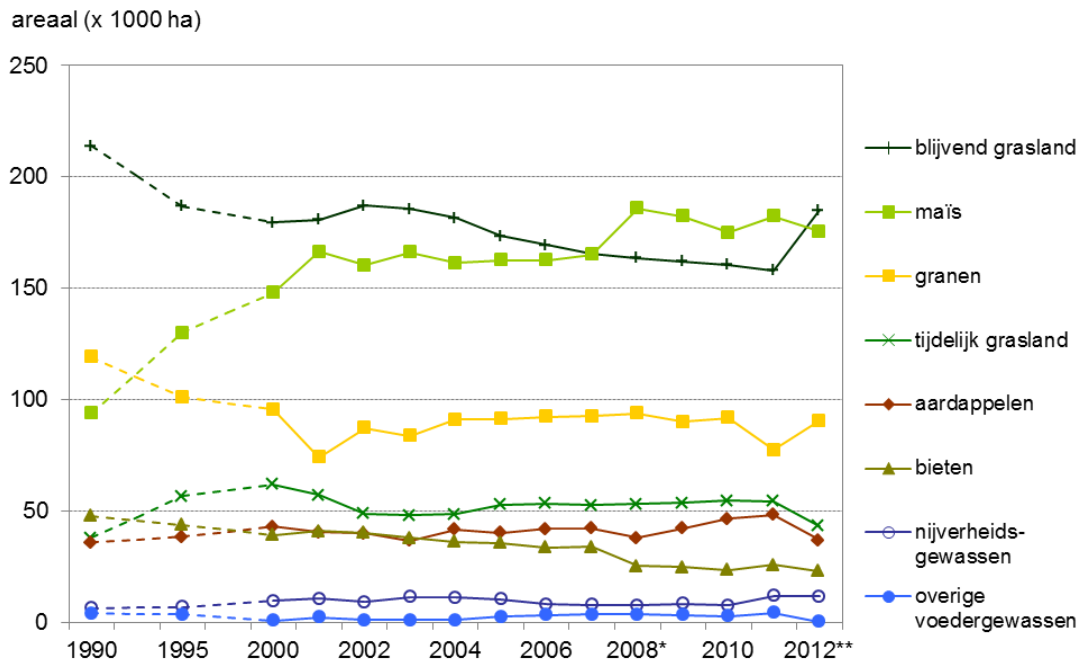
Echter, door technologische ontwikkelingen is de landbouw minder en minder grondgebonden geworden en daardoor is het verband tussenbeide vandaag de dag minder zichtbaar.

## **3. Trend van de ESD**

### **3.1. Trend in de vraag**

#### **3.1.1. Vanuit de landbouwsector**

De trend in de vraag hangt samen met de wijzigingen in het landgebruik aangezien het landgebruik de vraag naar de aard van bodemvruchtbaarheid gaat bepalen. De benutte landbouwoppervlakte in Vlaanderen daalt sinds 2000. Het landbouwareaal staat voor 2/3<sup>de</sup> in het teken van de veeteelt en in hoofdzaak van het rundvee. Op 2/3<sup>de</sup> van het areaal worden voedergrassen voor de veeteelt gewonnen (Figuur 17).



\* vanaf 2008 wordt een enquête gehouden in plaats van een telling

\*\* vanaf 2012 wordt de enquête niet meer via de gemeenten ingezameld, maar via een webtoepassing

**Figuur 17.** Veranderingen in landbouwgebruik in Vlaanderen tussen 1990 en 2012 (Bron: [www.milieुरapport.be](http://www.milieुरapport.be), op basis van FOD Economie 15-meitelling en 15 mei-enquête)

Tussen 1990 en 2012 is het totaal areaal aan grasland met 40,000 ha gedaald en het areaal aan akkerbouw met 43,000 ha toegenomen. Binnen akkerbouw is er een sterke toename aan het areaal aan maïs (+94%) en een lichte stijging voor aardappelen (+34%) terwijl de oppervlakte aan granen (-35%) en bieten (-46%) afneemt. Terwijl het tijdelijk grasland lichtjes stijgt in absolute oppervlakte (+43%), zien we een sterke absolute daling van het permanent grasland (-26%).

Een vermindering van akkerland en weiland, betekent een kleinere oppervlakte die intensief bemest kan worden (maxima vastgelegd door wettelijke normen) om de voedselproductie te maximaliseren. In termen van N en P voorraden, betekent dit een daling en dus een mogelijk negatief effect naar het behoud van de bodemvruchtbaarheid.

### 3.1.2. Vanuit de bosbouw –en natuursector

De totale oppervlakte aan bos in Vlaanderen bedroeg in 2010 177,000 ha (AGIV, 2010). In 1990 bedroeg de totale oppervlakte opgemeten tijdens de boskartering 146,000 ha maar omwille van de verschillende bepalingsmethode, en de daaraan gekoppelde definitie van het begrip 'bos', kunnen deze twee cijfers niet vergeleken worden.

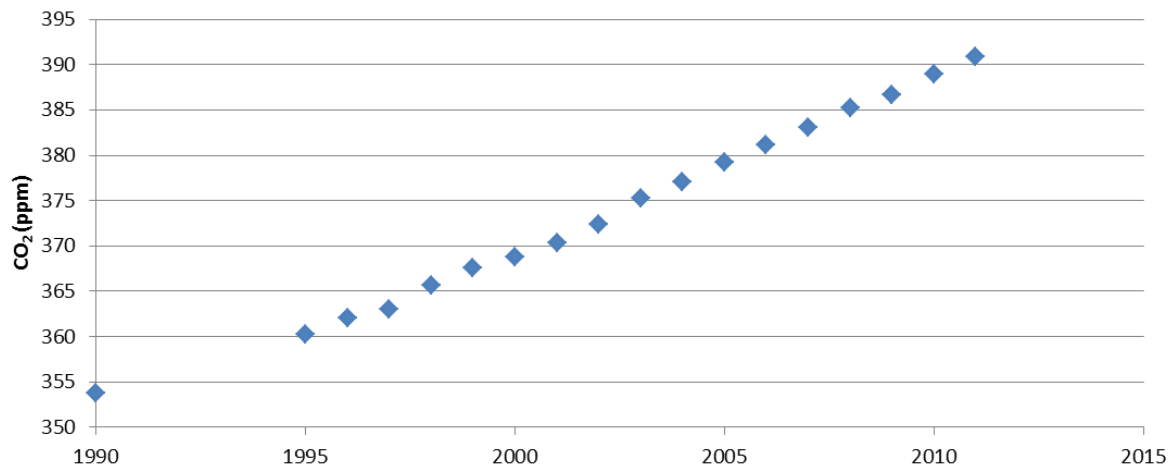
Volgens bepaalde scenario's uitgewerkt in NARA-S (Dumortier *et al.*, 2009) voor het jaar 2030, zou er meer productielooftbos komen. In de vraag naar de bodemvruchtbaarheid dat productielooftbos stelt, speelt het beheer een enorm grote rol. Bij voorbeeld, bij korte omlooptijden, zoals bij energieteelten, zal men voorzichtig moeten zijn om de bodemfysische bodemvruchtbaarheid niet aan te tasten bij het oogsten (door compactie aangericht door de zware machines). Bij langere omlooptijden heeft de bosbodem immers meer tijd om te herstellen. Anderzijds hebben vele studies reeds aangetoond dat omvorming naar bos het organische stofgehalte in de bodem op termijn verhoogt (Dendoncker *et al.*, 2004). Bij toename van de oppervlakte aan halfnatuurlijk loofbos, verwachten we een stijging van het organische stofgehalte. Toename van de oppervlakte aan productie en/of halfnatuurlijk naaldbos, is naar het behoud van de bodemvruchtbaarheid wellicht minder interessant wegens een verhoogd risico op bodemverzuring. Ook de oppervlaktes aan halfnatuurlijk grasland en heide zouden toenemen in de toekomst. Vermits gans Vlaanderen sterk vermist is, hebben juist de schrale standplaatsen biologisch de hoogste waarde. Het beheer gaat zich dus in de eerste plaats richten op een verschraving, wat neerkomt op een verlaging van de chemische bodemvruchtbaarheid.



### 3.1.3. Vanuit de regulerende diensten

#### 3.1.3.1. Regulatie globaal klimaat

Wereldwijd blijft de gemiddelde CO<sub>2</sub> concentratie in de lucht toenemen (Figuur 18) en neemt de druk op mitigerende maatregelen toe. De bodem wordt als potentiële opslagplaats voor koolstof sterk bevestigd. Vermits een verhoging van het organische stof gehalte in de Vlaamse landbouwbodems de bodemvruchtbaarheid ten goede komt, gaan de vraag naar behoud van bodemvruchtbaarheid en de vraag naar koolstofopslag in de bodem vaak hand in hand (Lettenens et al. 2014, dit rapport).



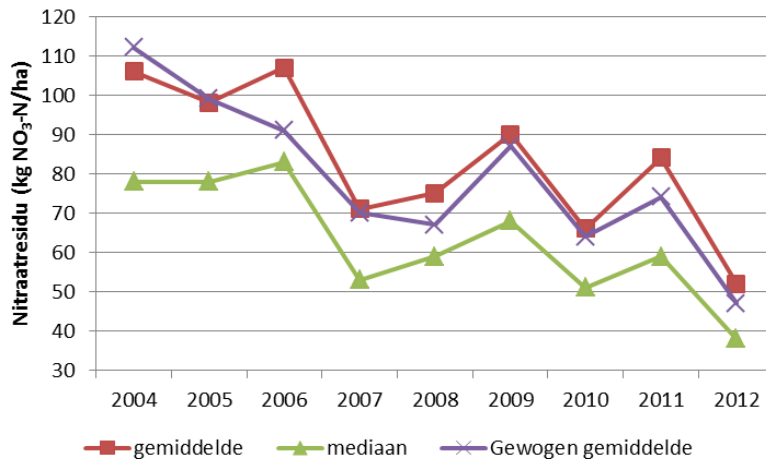
**Figuur 18.** Stijging in atmosferische CO<sub>2</sub> concentratie (1990 – 2011) (bron: [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be))

#### 3.1.3.2. Regulatie waterkwaliteit

Vanuit de maatschappij is er een vraag naar beter waterkwaliteit, enerzijds omwille van de volksgezondheid, anderzijds omwille van de kosten die waterzuivering met zich meebrengt. Landbouwers zijn daarom beperkt in de externe aanvoer van nutriënten via de hoeveelheden meststoffen die ze aanbrengen omwille van het risico voor uitspoeling van nitraten naar het grond – en oppervlaktewater en dus drinkwater.

Het Vlaamse actieplan, gebaseerd op de Europese Nitraatrichtlijn 91/676/EEG (2011 – 2014) schuift als doelstelling voor oppervlaktewater naar voor dat tegen 2014 het aandeel van de MAP-meetplaatsen (opgevolgd door VMM) oppervlaktewater met een maximum onder de 50 mg nitraat per liter moet toegenomen zijn tot boven de 84 %. Het mestdecreet bevat N en P bemestingsnormen in functie van de landbouwteelt en bodemtype met het oog op het behalen van de doelstellingen in het kader van de Nitraatrichtlijn en de aan het mestbeleid gerelateerde doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water. De Mestbank van de Vlaamse Landmaatschappij, die instaat voor de praktische uitvoering van het mestdecreet, neemt elk najaar een groot aantal bodemstalen ter controle van het nitraatresidu en stelde voor het gewogen gemiddelde sinds 2004 met uitzondering van 2009 en 2011 een verbetering vast van het nitraatresidu (VLM, 2013a).

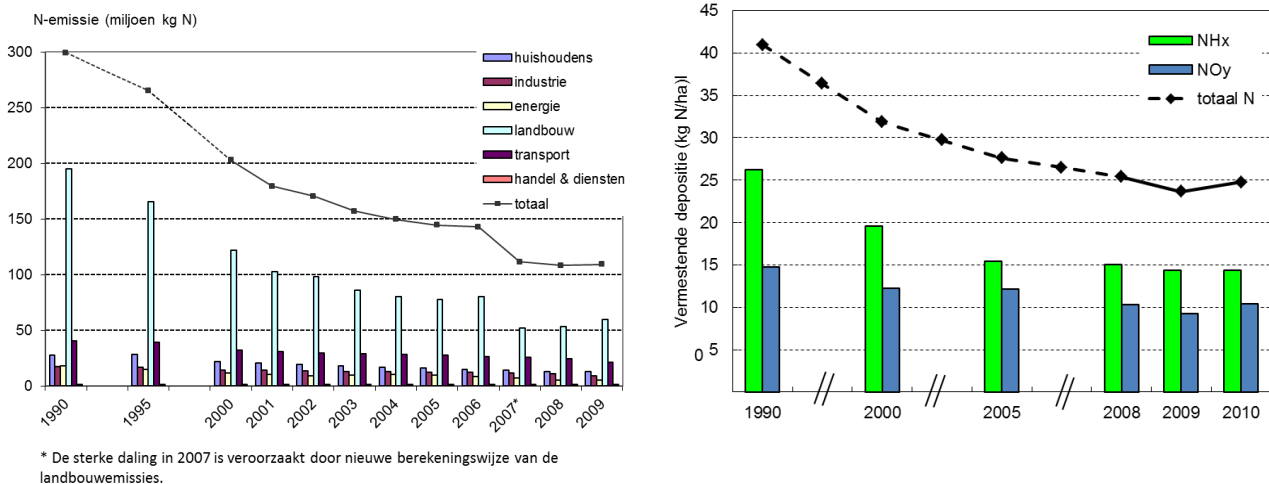
In functie van bemestingsadviezen meet de Bodemkundige Dienst van België (BDB) de nitraat-N voorraden in het voorjaar op en stelde tussen de periode 1989 – 1991 en de periode '08 – '11 eveneens een belangrijke daling vast ten gevolge van de gewijzigde bemestingspraktijken en de verstrengde mestwetgeving (Hendrickx et al., 1992; Maes et al., 2012).



**Figuur 19.** Evolutie van het gemiddelde, mediaan en gewogen gemiddelde naar de arealen blijvend en tijdelijk grasland, silo- en korrelmaïs, suiker- en voederbieten en wintertarwe (77 à 80 % van het totale landbouwareaal) nitraatresidu (kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ha<sup>-1</sup>) (VLM, 2013a)

### 3.1.3.3. Regulatorie luchtkwaliteit

De ecosysteemdienst regulatie luchtkwaliteit vraagt om een daling van de N-emissies. Naar het beheer van bodemvruchtbaarheid toe, betekent dit dus een vraag naar emissiearme toepassingen van bemestingsvormen. De vermistende emissie daalde tussen 1990 en 2009 met 80 % (Figuur 20). De grootste vervuiler, de landbouw, slaagde erin om de sterkste daling te realiseren met 46,1 Meq. Dit komt door de daling van de veestapel, door toenemende mestverwerking en de daling van het kunstmestgebruik (www.milieurapport.be).

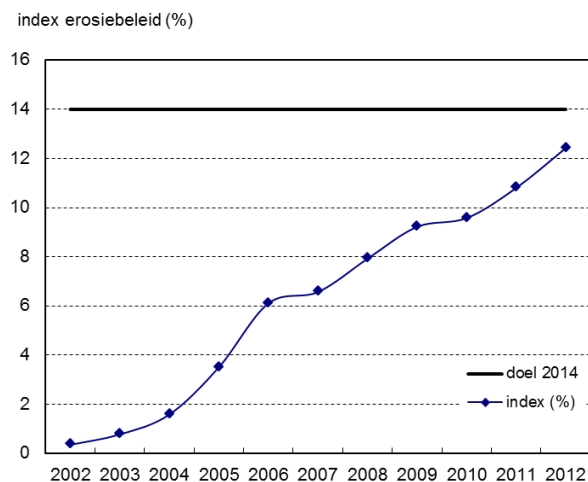


**Figuur 20.** Evolutie van de gemiddelde N-emissie en depositie in Vlaanderen sinds 1990 (bron: www.milieurapport.be).

### 3.1.3.4. Regulatorie erosierisico

In Vlaanderen kreeg de erosieproblematiek tot midden jaren negentig bijna geen aandacht. De financiële consequenties van off-site effecten zijn ook veel groter dan de on-site gevolgen, waarvan het verlies van de bodemvruchtbaarheid op het eroderende terrein er slecht één is (Verstraeten *et al.*, 2003). Gemeenten kunnen subsidies krijgen voor het opstellen van een erosiebestrijdingsplan, en voor het uitvoeren van kleinschalige erosiebestrijdingswerken (aanleg sedimentopvangbekkens en grasstroken langs perceelsranden, aanpassing gewasrotaties en teeltmethodes). Landbouwers kunnen beheerovereenkomsten erosiebestrijding (aanleggen van grasgang, grasbufferstrook, directe inzaai en niet-kerende bodembewerking) afsluiten met het Vlaamse Gewest. Vele van deze maatregelen komen ook de bodemvruchtbaarheid ten goede. Ter evaluatie van de effectiviteit van

de bovenvermelde instrumenten toont de erosiebeleidsindicator het effect van beide instrumenten dit ten opzichte van de voor elke gemeente gedefinieerde doelstelling. De erosiebeleidsindicator houdt rekening met de erosiegevoeligheid en de oppervlakte van de verschillende gemeenten (Figuur 21). Bij een indicatorwaarde gelijk aan 100 % zijn de grootste bodemerosieproblemen in Vlaanderen opgelost. Het MINA-plan 4 (2011-2015) stelt als doel een waarde van 14 % in 2014. Eind 2012 stond de erosiebeleidsindicator op 12,4 %. Dit geeft aan dat 12,4 % van de meest nuttige erosiebestrijdingsmaatregelen zijn gerealiseerd.



**Figuur 21.** Erosiebeleid (Vlaanderen, 2002-2012), Bron: [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be), op basis van ALBON-LNE

## 3.2. Trend in het aanbod

### 3.2.1. Akkerland

De BDB stelde in 2012 een verbetering van de bodem-pH voor akkerland vast, althans voor die gronden waarvoor de landbouwers bemestingsadvies aanvroegen (Maes *et al.*, 2012). De algemene trend is dat het percentage percelen dat qua pH in de optimale pH klasse valt, toeneemt. In de periode 2008 – 2011 had 39 % van de geanalyseerde akkerbouwgronden door de BDB (over gans België) een pH lager dan de streefzone terwijl dit nog 48 % was in de periode '89 – '91. Die trend is meer uitgesproken in de Leemstreek en in de Zandleemstreek dan in de Kempen, de Vlaamse Zandstreek of de Polders (Tabel 2).

**Tabel 2.** Trend van chemische bodemvruchtbaarheidsparameters in akkerland in de Vlaamse landbouwstreken (1989 - 2011) (gebaseerd op Maes *et al.*, 2012)

Akkerland	pH	OC	fosfor	K	Mg	Boor	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
Vlaamse Zandstreek	↗	↘	↗	↗	↗	=		
Kempen	↗	↘	↗	↗	↗	↘		
Zandleemstreek	↗	↘	↗	↗	↗	↗	↘	=
Leemstreek	↗	↘	=	↗	↗	↗		
Polders	↗	↘	↗	↗	↗	↘		

Zoals reeds eerder besproken is organische stof in de bodem zeer nauw verbonden met de algemene bodemvruchtbaarheid en impliceert een verandering van de organische-stofvoorraad ook een verandering in bodemvruchtbaarheid. De BDB bepaalt de organische koolstofconcentratie in de akkerbouwpercelen en vermenigvuldigt met de factor 1.724 om het organische – stofgehalte te bekomen. Tot het einde van de jaren negentig had de helft van de stalen een gunstig koolstofgehalte. Echter, gedurende dat decennium manifesteerde zich reeds een systematische afname van het koolstofgehalte dat in het begin van de jaren '90 werd ingezet. Na de eeuwwisseling, zette de verdere koolstofafname zich door. In 2004-2007 had meer dan de helft van de bemonsterde percelen een te laag koolstofgehalte en werden percelen rijk aan organische

stof stilaan een zeldzaamheid. In de periode 2008-2011 stelde men opnieuw een verbetering vast (Maes *et al.*, 2012). Of dit effectief een trendbreuk betreft zullen toekomstige metingen moeten aantonen.

Ten gevolge van een jarenlange hoge aanvoer van P via zowel dierlijke als kunstmeststoffen, kan fosfaatverzadiging optreden. Niet alle toegediende fosfaten worden immers opgenomen door het gewas en worden vastgelegd in een anorganische vorm in de bodem al dan niet geassocieerd met organische stof of kleimineralen. Naarmate de fosfaatophoping toeneemt, neemt de snelheid waarmee fosfaat gebonden wordt af, waardoor de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing stijgt en de kans op uitspoeling toeneemt. Naast fosfaatverliezen via doorslag naar het grondwater in voornamelijk vlakke gebieden, kunnen verliezen door erosie aanzienlijk zijn in hellende gebieden.

In de zandbodems van West-Vlaanderen met zijn intensieve varkensteelt, stelt men een fosfaatoverschot vast in de bodem (De Smet *et al.*, 1995; Van Meirvenne *et al.*, 2008). Omdat (vooral in de winter) de grondwatertafel vaak ondieper komt dan 1 m kan het teveel aan fosfaat uitspoelen wat leidt tot eutrofiëring van het grondwater en dus resulteert in een daling van de waterkwaliteit zowel voor het gebruik van drinkwater, recreatiewater als industriewater (Chardon & Schoumans, 2007; Withers & Haygarth, 2007).

De fosfaatverzadiging vormt een probleem wanneer men aan natuurherstel wil doen op voormalige landbouwgronden. Een te hoge beschikbaarheid van fosfaat zorgt voor de ontwikkeling van ruigtesoorten, of maakt via eutrofiëring van het oppervlaktewater het herstel van natte natuur onmogelijk. Ook bij droge natuur, waarbij soortenrijke graslanden niet voorkomen bij een te hoge beschikbaarheid van fosfaat, is er een probleem (Ceulemans *et al.*, 2011, 2013). Mogelijke beheermaatregelen zijn het afgraven van de bovenlaag van de bodem of het uitmijnen van fosfaten via afvoer door gewassen (Chardon, 2008).

De Bolle *et al.* (2013a) stelden vast dat de fosfaatverzadiging over de voorbije 5 tot 10 jaar verder is toegenomen en dit voornamelijk in de diepere laag van de bodem (30 – 60 cm). De verklaring hiervoor kan liggen in een herverdeling van P naar de diepere bodemlagen waar het Fe en Al gehalte lager is. Door het lage Fe en Al gehalte in de diepe bodemlagen wordt P niet goed vastgehouden en zijn deze bodems dus relatief snel fosfaatverzadigd.

De methodiek voor de bepaling van fosfaatverzadiging is tot dusver enkel op punt gesteld voor zure, kalkarme zandgronden (Van der Zee *et al.*, 1990a, 1990b). Een doorvertaling naar zandleem – en leembodems is echter nog niet gebeurd. Hoewel leembodems een betere P retentie vertonen dan zandbodems, bestaat hier toch ook een risico voor P uitspoeling (Laubel *et al.*, 1999). Ook in kleibodems werd fosfaatuitspoeling vastgesteld (Djodjic *et al.*, 1999, 2000).

Betreffende fosfor, steeg tot 2007 het aandeel akkerpercelen met fosforgehalte boven de streefzone. Bij het gebruik van dierlijke mest, was de gangbare landbouwpraktijk vooral gericht op de stikstofgift. Zo gaven landbouwers vaak automatisch te veel fosfor ten opzichte van de fosforbehoefte van het gewas. Sinds 2008 stelt men een status-quo vast waarbij de P bemesting in evenwicht is gekomen met de gewasonttrekking en in de periode 2008-2011 zelfs een daling. De BDB legt de verklaring van de mogelijk trendbreuk in de prijsstijging van kunstmest en de gewijzigde mestwetgeving. In de periode 2007-2010 was het toedienen van fosfaat-kunstmest verboden, op enkele uitzonderingen na. Vanaf 2011 is fosfaat kunstmest weer toegestaan, behalve in derogatiegebieden, waar landbouwers ruimere stikstofbemestingsnormen onder de vorm van dierlijke mest krijgen toebedeeld. Daarnaast zijn ook de normen voor fosfaat uit dierlijke mest aangescherpt in de periode 2008-2013. Op Vlaamse schaal heeft een verminderde fosfaatbemesting en een structurele afvoer via oogst, geresulteerd in een lagere fosfaattoestand van de landbouwpercelen. De gebieden met een hoge fosfaattoestand liggen overwegend in de gebieden met intensieve veeteelt (www.milieurapport.be). Andere studies, gebruik makend van andere analysetechnieken, spreken echter over een verdere stijging van de fosfaatverzadigingsgraad in de zure zandgronden (De Bolle *et al.*, 2013a).

### 3.2.2. Weiland

Op basis van pH-KCl metingen sinds 1989 stelt de BDB een toename vast van het percentage percelen met een tamelijk hoge pH in de Vlaamse Zandstreek en in de Kempen terwijl het percentage in de optimale zone redelijk stabiel blijft (Tabel 3) (Maes *et al.*, 2012). In de Zandleemstreek blijft het percentage percelen in de optimale zone stabiel, en een lichte daling in de tamelijk hoge zone. Die daling in de tamelijk hoge zone ziet men ook in de Leemstreek maar daar neemt het aantal percelen in de optimale en tamelijk lage zone toe. Dit komt dus neer op een globale pH daling in het permanent grasland in de Leemstreek, iets wat je in de andere landbouwstreken niet ziet. In de Polders kan men eerder spreken van een stijging van het

percentage percelen in de tamelijk hoge en hoge pH klasse en een lichte daling in de optimale klasse, gekoppeld aan een daling in de lage en sterk zure klasse.

**Tabel 3.** *Trend van chemische bodemvruchtbaarheidsparameters in weiland in de Vlaamse landbouwstroken (1989 - 2011) (gebaseerd op Maes et al., 2012)*

Permanent grasland	pH	OC	fosfor	K	Mg	Koper	Kobalt	S ('04-'11)
Vlaamse Zandstreek	↗	=	↘	=	↗	↗	↗	=
Kempen	↗	=	↘	=	↗	↗	↗	=
Zandleemstreek	=	↘	↘	=	↗	=	↗	=
Leemstreek	↘	↘	↘	↗	↗	↗	↗	=
Polders	=	↘ (*)	↘	↗	↗	↗	↗	=

(\*)voornamelijk door daling veenachtige gronden

Betreffende fosfor, bedroeg het percentage weides met een hoog tot zeer hoog gehalte 20 %, een percentage dat weinig verschil vertoont met de metingen in de periode '89 -'91 (Maes et al., 2012). Wel stelde men een lichte toename vast van het aandeel fosforarme gronden. Geografisch situeren de meest fosforrijke weilanden zich in de eerste plaats in de Polders en in de Vlaamse Zandstreek.

Hoewel het percentage weiland dat in 2008-2011 een percentage koolstof binnen de streefzone had dat lichtjes hoger lag dan in de beginperiode van de metingen in '89 - '91, is de algemene trend toch een daling van het organisch koolstofgehalte. Het aantal stalen met een (tamelijk) hoog koolstofgehalte tot veenachtig nam immers stelselmatig af (Maes et al., 2012).

### 3.2.3. Bossen

Van nature wordt de groei in vele bossen, vennen, heide en sommige graslandtypen gelimiteerd door de beschikbaarheid van stikstof (N). In N gelimiteerde systemen gebruiken de planten N zeer efficiënt. De N die ter beschikking komt van de bodembiota door afbraak van organisch materiaal, wordt geconserveerd of vastgelegd in de humuslaag. De N-cyclus is gesloten omdat er geen of nauwelijks N verliezen zijn. De plantengroei neemt toe wanneer extra N wordt toegediend. Door een hoge aanvoer van N via depositie gedurende de voorbije decennia, zijn de N gelimiteerde ecosystemen geëvolueerd zijn naar N verzadigde systemen. De opslagcapaciteit van N in de bodem is overschreden waardoor een overmaat uitspoelt naar het grondwater in de vorm van nitraat of geëmitteerd wordt naar de lucht in de vorm van lachgas (N<sub>2</sub>O) of stikstofgas (N<sub>2</sub>) (De Schrijver et al., 2013).

De N komt terecht in de ecosystemen via neerslagwater (natte depositie) of door afzetting op de vegetatie (droge depositie). Door de ruwe structuur van bossen is de droge depositie er hoger dan in andere ecosystemen. Naaldbossen vangen meer N dan loofbossen omwille van hun fijne naaldstructuur en het feit dat ze gedurende het ganse jaar hun naalden behouden. Indien de grens van 5 kg NO<sub>3</sub>-N uitspoeling ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> als grens wordt gehanteerd om een ecosysteem N verzadigd te noemen, wijzen de lange termijn monitoringresultaten erop dat de meeste Vlaamse bossen zich in deze toestand bevinden (Verstraeten et al. 2012; De Schrijver et al., 2008).

In naaldbossen op zandgronden treedt tevens een verzuringsproces op. Hun strooisel is vrij slecht van kwaliteit en breekt traag af. Daarnaast zijn zandbodems erg kwetsbaar voor bodemverzuring door hun lage buffercapaciteit. Door de lage kationenuitwisselingscapaciteit (zandbodems hebben een zeer laag klei- en organische stofgehalte) en de trage silicaatverwerking is het vermogen om de aangevoerde zuren te neutraliseren door uitwisseling met basische kationen beperkt.

Uit metingen blijkt dat zandbodems onder bos de laatste 50 jaar sterk zijn verzuurd, met verzurende depositie als één van de belangrijkste oorzaken (Ronse et al., 1988; De Schrijver et al., 2006; Gielis et al., 2008). Daarnaast was in leembodems de verzuring in de strooisellaag en de bovenste minerale horizonten minder uitgesproken (Ronse et al., 1988). Het milieuverkeningsrapport 2030 voorspelt een geleidelijk herstel van de bosbodemverzuring door een sterk verminderde S depositie en een geleidelijke vermindering van de N depositie (Van Avermaet et al., 2009; Van Steertegem, 2009).

In de bossen, waar meestal geen meststoffen worden toegediend, kent de evolutie van de organische koolstof een ander verloop dan in akker - of weiland. Tussen 1960 en 2000 is het organische stof gehalte in de toplaag van de bodem toegenomen wat mogelijk geassocieerd is met de toegenomen verzuring ten gevolge van atmosferische N en S depositie met een moeilijker

afbraak van organische stof als gevolg (De Vos, 2009; Lettens *et al.*, 2005). De organische koolstofvoorraad onder bos is hoger dan in akkerland (Lettens *et al.*, 2005). Indien men in de toekomst zou gaan naar een uitbreiding van bos, biedt loofbos meer mogelijkheden dan naaldbos door het verhoogd risico op bodemverzuring onder naaldbos.

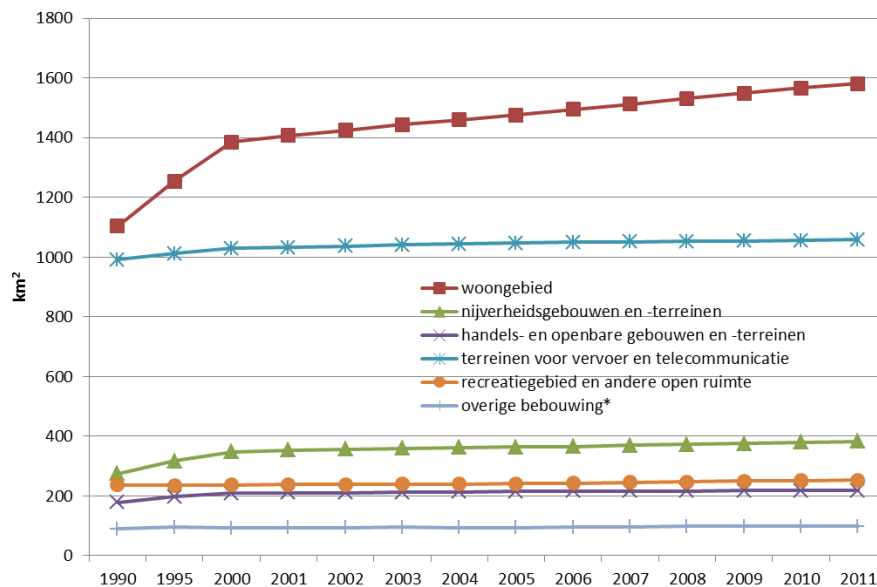
### 3.2.4. Heiden en heischrale graslanden

Net als in de bossen, wordt de verzuring niet gecompenseerd door bekalking en is er de afgelopen decennia verzuring opgetreden. Met zijn specifieke plantensoorten is heide zeer kwetsbaar voor verzuring en vermisting. Deze gebieden vergrassen waardoor zeldzame soorten verdwijnen. Soorten zoals struikheide en dopheide kunnen namelijk alleen maar leven in een voedselarme omgeving (Van Avermaet *et al.*, 2009).

Net door de vermisting, via aanvoer van stikstof door atmosferische depositie en de toename van plantbeschikbare fosfor, zijn er nog slechts enkele relictten van heischrale graslanden in Vlaanderen. De grootste relictten bevinden zich quasi uitsluitend in natuurreservaten (Declerck, 2007), de overige liggen als kleine snippers in het landschap, vaak beperkt tot wegbermen en bosdreven (Ceulemans *et al.*, 2009).

### 3.2.5. Bebouwing

Qua bebouwing, is sinds de jaren negentig voornamelijk de oppervlakte aan woongebied en nijverheidsgebouwen – en terreinen toegenomen (Figuur 22) wat dus wijst op toenemende afdichtingsgraad.



**Figuur 22.** Evolutie van de bebouwde oppervlakte in Vlaanderen (bron: FOD Economie, ADSEI, [www.statbel.fgov.be](http://www.statbel.fgov.be)) (\* omvat terreinen voor gemengd gebruik, terreinen voor technische voorzieningen, steengroeven, putten, mijnen enz.)

## 3.3. Trend in het gebruik van de ESD

Uit voorgaande blijkt dat de moderne landbouw slecht scoort wat betreft het behoud van het organische stof gehalte (Nevens *et al.*, 2008) en qua milieu-impact (vermisting, eutrofiëring). Aanbevelingen zijn een overschakeling naar een meer agro-ecologische landbouw (De Schutter, 2010) en ecologische intensifiëring (Doré *et al.*, 2011). De biolandbouw, die in Vlaanderen kan gezien worden als een gecertificeerde vorm van agro-ecologische landbouw, neemt lichtjes toe. In de periode 2008-2012 is het areaal met 41% toegenomen, en ook het aantal producenten, verwerkers en verdelers nam met 30% toe. Het marktaandeel van biologische versproducten steeg in dezelfde periode van 1.3% naar 1.9% (Samborski en Van Bellegem, 2013). De gedachte 'less is more' domineert in de zin van de 'laatste extra kilo product per hectare heeft misschien wel een extreem hoog kostenplaatje' (Watté, 2011).

Uit een vergelijkende studie in Oost-Vlaanderen van het koolstof-, stikstof-, fosfor- en zwavelgehalte op percelen onder biolandbouw en moderne landbouw bleek het koolstofgehalte



inderdaad hoger te zijn in de biolandbouw, hoewel ook hier lage koolstofgehaltes vastgesteld werden. Om het koolstofgehalte op peil te houden met organische meststoffen, is het van belang stoffen met hoge C:N en C:P verhoudingen toe te dienen (binnen de beperkingen van de huidige milieuwetgeving). Op de biopercelen lag het risico op nitraatuitspoeling aanzienlijk lager dan het algemene gemiddelde risico in de moderne landbouw. Het fosforgehalte bleek van dezelfde grootorde te zijn als in de moderne landbouw (De Neve *et al.*, 2006).

Eén mogelijke benaderende indicator voor het gebruik van de chemische component van de ecosysteemdienst op Vlaams niveau in de landbouwsector is de bodembalans. De bodembalans van de landbouw bestaat aan de inputzijde uit de hoeveelheid nutriënten die de landbouwbodem binnenkomt (mest, atmosferische depositie, biologische stikstoffixatie, zaaigoed). De outputzijde is de hoeveelheid aan nutriënten die de landbouwbodem verlaat: het zijn nutriënten die worden afgevoerd met de geoogste gewassen, de ammoniakemissie uit bodem en de mest, en de overige emissies naar het milieu die via de landbouwbodem passeren. Deze laatste stroom is het overschot op de bodembalans. Het overschot op de bodembalans bedroeg in 1990 ongeveer 280 kg.ha<sup>-1</sup> voor N en 60 kg.ha<sup>-1</sup> voor P. Anno 2009 bedroeg het overschot voor N nog 30.7 (± 15.4) kg.ha<sup>-1</sup> en voor P -0.7 (± 4.0) kg.ha<sup>-1</sup>. Deze daling wordt verklaard door verminderd kunstmestgebruik, afname van de veestapel, toenemende mestverwerking, verhoogde voederefficiëntie en toename van de gewasafvoer (Lenders *et al.*, 2011). Er kan voorzichtig geconcludeerd worden dat na decennialange fosforaccumulatie in de Vlaamse landbouwbodem, er sinds 2008 een status-quo bereikt lijkt te zijn, zodat de fosforbemesting in evenwicht is met de gewasonttrekking.

Het Vlaams programma voor plattelandsontwikkeling (PDOP II, 2007-2013) bood de landbouwers de mogelijkheid om op vrijwillige basis verbintenissen aan te gaan om op hun bedrijf een aantal agromilieumaatregelen af te sluiten met als doel de landbouwproductie te verzoenen met bepaalde milieu- en natuurdoelstellingen. Een van deze agromilieumaatregelen was het toepassing van groenbedekking. Groenbedekkers worden voor de winter gezaaid en bieden verschillende voordelen: ze nemen een zekere hoeveelheid stikstof op zodat er minder nitraat uitspoelt naar het oppervlaktewater, ze doen dienst als een groenbemester en ze bedekken en dus beschermen ze het bodemoppervlak. Daarnaast leveren ze een zekere hoeveelheid van organische stof. Het totaal areaal aan groenbedekkers aangegeven in de verzamelaanvraag van 2007 bedroeg 108,984 ha wat bijna een derde van het akkerland areaal is. Bij het wegvallen van de subsidies in 2009 bedroeg die oppervlakte nog steeds 77,167 ha. Daarbij komt nog dat het totale areaal groenbedekking dat aangegeven wordt met de verzamelaanvraag een onderschatting is omdat landbouwers die er geen (financieel) belang bij hebben om op hun verzamelaanvraagformulier de kolom 'nateelt' in te vullen dit soms nalaten, maar in de praktijk toch groenbedekkers inzaaien (Maertens, 2011). Sinds 2013 is de inzaai van nateelten en/of vanggewassen opgenomen in de maatregelenpakketten opgelegd door het Mestdecreet indien bepaalde drempelwaarden van nitraatresidu's in de bodem worden overschreden en is de landbouwer dus vaak wettelijk verplicht groenbedekkers te zaaien.

## 4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD

### 4.1. Indirecte drivers

#### 4.1.1. Demografie

In een dichtbevolkte regio als Vlaanderen wordt vanuit verschillende sectoren, die in ruimte met elkaar verweven zijn, aanspraak gemaakt op de bodem. De eisen die men eraan stelt worden ook steeds groter door de demografische groei. Hierdoor neemt de druk op de schaarse, onbebouwde (open) ruimte toe, waardoor belangrijke bodemfuncties en bodemdiensten verloren dreigen te gaan.

#### 4.1.2. Economie

In het algemeen stelt de landbouwsector in Vlaanderen de strategie van ver doorgedreven intensivering als doel om economisch concurrentieel te worden en te blijven. Zo blijft 'kostenleiderschap' de dominante strategie: evenveel van hetzelfde produceren (of zelfs meer) maar op de goedkoopste wijze. Deze strategie heeft geleid tot een proces van specialisatie (inclusief intensivering, rationalisatie en schaalvergroting). Door de expliciete focus op een specifieke activiteit of productierichting, kunnen de productiemiddelen op de meest efficiënte wijze en schaal worden ingezet (Mathijs *et al.*, 2012). Echter, bij de beoordeling van 'efficiëntie' wordt niet het ganse kostenplaatje in rekening gebracht. Kosten die zeer moeilijk te begroten zijn, zoals verlies aan biodiversiteit, uitputting van schaarse grondstoffen, klimaatverandering, worden buiten beschouwing gelaten. Deze 'externalisatie van de kosten' neemt steeds toe. Dus de uiteindelijke kost om tot het goedkoopste product te komen, wordt doorgeschoven naar milieu en maatschappij.

Intensivering van de landbouw omvat vele aspecten. Enerzijds is er de toename van de frequentie van teelten (dus het wegvallen van braakperiodes) ('Boserup discussion', Krautkraemer, 1994). Een andere vorm is monocultuur en het wegvallen van vruchtwisseling. Intensivering leidt tot daling van de organische stof in de bodem (Stoate *et al.*, 2001) en de biomassa en diversiteit van de meeste bodembiota (Postma-Blaauw *et al.*, 2012; de Vries *et al.*, 2013; Ponge *et al.*, 2013). Globaal is het gebruik van kunstmeststoffen verhoogd. In Vlaanderen heeft een overmatig gebruik van zowel anorganisch als organische meststoffen geleid tot een N verzadiging van de bodem en nitraatuitspoeling naar het drinkwater. De schaalvergroting van de landbouw heeft eveneens geleid tot verhoogde erosie en dus een verlies aan bodemvruchtbaarheid. Daarnaast worden ook steeds grotere en zwaardere landbouwwerktuigen ingezet die tot een verhoogde bodemcompactie leiden.

#### 4.1.3. Het landbouw – en milieubeleid in Vlaanderen

##### 4.1.3.1. Het gemeenschappelijk landbouwbeleid en de cross-compliance

Het milieu – en landbouwbeleid in Vlaanderen wordt sterk bepaald door het Europese en internationale beleid. Echter tot op heden bestaat er voor bodem, in tegenstelling tot lucht en water, geen Europese kaderrichtlijn. Een aantal Europese wetgevingen hebben wel rechtstreeks of onrechtstreeks invloed op het behoud van de bodemvruchtbaarheid.

De randvoorwaarden – ook gekend onder de naam 'cross compliance' – zijn sinds de invoering in 2005 een belangrijk begrip in het gemeenschappelijk Europees landbouwbeleid (ALV, 2014). De uitbetalingen van rechtstreekse steun, van subsidies voor bepaalde agromilieumaatregelen en van specifieke steun zijn afhankelijk van het naleven van een reeks voorwaarden. Een landbouwer die één of meer randvoorwaarden niet naleeft, krijgt minder steun uitbetaald. De randvoorwaarden zijn onder te verdelen in drie groepen van maatregelen: i) de beheerseisen die voortvloeien uit 17 Europese richtlijnen en verordeningen die betrekking hebben betrekking op volksgezondheid, diergezondheid, gezondheid van planten, milieu en dierenwelzijn, ii) de minimumeisen met betrekking tot bodemerosie, organische stof in de bodem, bodemstructuur, minimaal onderhoud en waterbescherming en -beheer, met het oog op het in goede landbouw- en milieuconditie houden van het land en iii) de verplichting tot het behoud van de totale oppervlakte aan permanent grasland in Vlaanderen.

De Nitraatrichtlijn is de belangrijkste Europese richtlijn die een invloed heeft op de vraag naar het behoud van bodemvruchtbaarheid en werd reeds uitgebreid besproken in deel 3. In aanvulling op het Mestdecreet, heeft de Vlaamse overheid, in opdracht van Europa, minimumeisen vastgesteld om alle landbouwgrond in een goede landbouw- en milieuconditie te houden, rekening houdend met de specifieke condities in Vlaanderen betreffende bodem – en klimaatgesteldheid, bestaande

landbouwsystemen,... Het gaat om maatregelen die hun nut bewezen hebben, die tot de ingeburgerde landbouwpraktijken behoren, aanvaardbaar zijn voor de landbouwers en die ook controleerbaar zijn.

#### **a) Bodemerosie**

Erosiegevoelige percelen worden in vier klassen opgedeeld: zeer hoog, hoog, medium en laag erosiegevoelig. Op de zeer hoog en hoog erosiegevoelige percelen is de landbouwer verplicht erosiebestrijdingsmaatregelen toe te passen bestaande uit een minimaal aanwezige bodembedekking én een minimaal landbeheer. Op percelen met een medium of een lage erosiegevoeligheid worden deze erosiebestrijdingsmaatregelen aanbevolen. bestaan enerzijds uit een minimale bodembedekking en anderzijds uit een minimaal landbeheer op basis van de specifieke omstandigheden ter plaatse. Deze maatregelen moeten ervoor zorgen dat betekenisvolle afspoeling van water en bodemdeeltjes van het perceel voorkomen en/of beperkt wordt. Deze maatregelen worden in de komende jaren verder aangescherpt (ALV, 2014).

#### **b) Organische stof in de bodem en de bodemstructuur**

Het toepassen van een geschikte teeltrotatie draagt bij tot de opbouw van een goede bodemstructuur. Het gehalte aan organische koolstof (OC) en de zuurtegraad (pH) dienen als indicator. Om aan de minimumeisen te voldoen, moet de landbouwer deze twee analyses door een erkend laboratorium laten uitvoeren. Bij een te laag organisch koolstofgehalte moet de landbouwer minstens één van de volgende maatregelen toepassen: toedienen van stalmest, compost, inwerken van stro of het telen van groenbedekkers. Bij een te lage zuurtegraad, moet bekalkt worden.

Na oogst mogen stoppels en oogstresten niet afgebrand worden zodat ze kunnen bijdragen tot de organische stof opbouw in de bodem. Een verplichte teeltrotatie voor aardappelen, waarbij de landbouwer slechts één keer om de drie jaar aardappelen mag telen, komt naast het tegengaan van de aardappelziekte ook de bodemvruchtbaarheid ten goede.

Naast de goede landbouwpraktijken, zoals bepaald in het gemeenschappelijk landbouwbeleid, voorzagen de zogenaamde agro-milieumaatregelen in de landbouw en de beheerovereenkomsten in extra compensatie voor landbouwbedrijven die méér realiseerden dan de minimumnormen. Het PDPO II (2007 – 2013) wou landbouwers aanmoedigen om milieu- en natuurvriendelijker te produceren, om te investeren in de landbouw en om plattelandsgebieden te ontwikkelen. Binnen as 2 van de PDPO maatregelen onderscheidde we twee soorten agro-milieumaatregelen: de agromilieuverbintenissen beheerd door het agentschap voor Landbouw en Visserij en de beheerovereenkomsten van de VLM. De agromilieumaatregelen boden steunmogelijkheden voor het verbeteren van de bodembiodiversiteit, en het verminderen van bodemerosie, -verontreiniging. Daarbij ging het bijvoorbeeld om subsidies voor biologische landbouw, geïntegreerde landbouw, veiliger bestrijdingsmiddelengebruik, niet-kerende grondbewerking, extensieve beweidingssystemen, verlaging van de veebezetting en gebruik van gecertificeerd compost.

Eind 2013 keurde de Europe Raad en het Europees parlement de verordeningen goed voor het nieuwe gemeenschappelijke landbouwbeleid (GLB). Het nieuwe systeem van directe steun zal op 1 januari 2015 in Vlaanderen in werking treden. De hervorming is gericht op het stimuleren van innovatie, het versterken van het concurrentievermogen van de landbouwsector, zowel op economische als op ecologisch vlak, op de strijd tegen klimaatverandering en op het ondersteunen van de werkgelegenheid en de groei. De vergroeningspremie is een belangrijke vernieuwing binnen de hervorming van de directe steun. Landbouwers die een basisbetaling ontvangen, worden verplicht om bepaalde klimaat – en milieuvriendelijke landbouwmethoden (de vergroeningsmaatregelen) toe te passen. Dertig procent van de inkomenssteun is afhankelijk van deze vergroeningsmaatregelen.

#### *4.1.3.2. Emissienormen*

De effecten van de uitstoot van stoffen naar de lucht beperken zich niet tot de landsgrenzen: emissies in België dragen bij tot de problemen in de ons omringende landen, net zoals de emissies uit die landen een nadelige invloed hebben op de milieukwaliteit in België. Een efficiënte aanpak van deze grensoverschrijdende luchtverontreiniging en de effecten die dit met zich meebrengt, kan dus enkel op internationaal niveau plaatsvinden. Voor de internationale aanpak van luchtverontreiniging zijn twee fora van groot belang: het Europese beleid en het Verdrag Grensoverschrijdende Luchtverontreiniging Over Lange Afstand van de Verenigde Naties (CLRTAP). Het beleid in Vlaanderen kadert zich hoofdzakelijk in dit internationaal beleid. In maart 2012 werd het luchtkwaliteitsplan goedgekeurd door de Vlaamse regering waarin Vlaanderen nastreeft de afgesproken NO<sub>2</sub> emissies te behalen tegen 2015.

#### 4.1.3.3. Erosiebesluit

Het Erosiebesluit voorziet subsidies voor erosiebestrijdingsplannen op gemeentelijk niveau. Het gemeentelijk erosiebestrijdingsplan bevat minimaal de beschrijving van de knelpunten, de maatregelen en de kostenraming voor de uitvoering van deze maatregelen (ALBON, 2010; 2011). Na de goedkeuring van het erosiebestrijdingsplan kan de gemeente kleinschalige erosiebestrijdingswerken uitvoeren.

#### 4.1.3.4. Het Vlaams Bodemdecreet en het VLAREBO besluit betreffende de bodemsanering en de bodembescherming

Het bodembeleid is het beleid gericht op een duurzaam bodembeheer waarbij tegemoet gekomen wordt aan de behoeften van de huidige generaties zonder de mogelijkheden van toekomstige generaties om aan hun behoeften te voldoen in gedrang te brengen. Daarvoor dient het beleid de kwaliteit van de bodem door bodemsanering en bodembescherming te verzekeren, te behouden en te herstellen, zodat onze bodems in de toekomst nog zoveel mogelijk functies kunnen uitoefenen en er nog verschillende types landgebruik mogelijk blijven. Tevens is het bodembeleid er op gericht een zo breed mogelijk maatschappelijk draagvlak te scheppen, waarbij educatie en voorlichting van de doelgroepen inzake bodembeheer wordt gestimuleerd.

Het Vlaams Reglement betreffende de Bodemsanering en de Bodembescherming (VLAREBO 2008) is een uitvoeringsbesluit van het Bodemdecreet. Het beleid inzake bodemsanering en -bescherming is er op gericht om zoveel mogelijk de bodems te beschermen tegen verontreiniging en verstoring en waardevolle bodems te vrijwaren. De streefwaarden worden door de Vlaamse Regering vastgesteld en beantwoorden aan het gehalte aan verontreinigende stoffen of organismen op of in de bodem, dat als normale achtergrond in niet-verontreinigde bodems met vergelijkbare bodemkenmerken teruggevonden wordt.

#### 4.1.3.5. EU Verordening 834/2007 inzake biologische productie en etikettering van biologische productie

Eén van de algemene doelstellingen van biologische productie is de totstandbrenging van een duurzaam beheersysteem voor de landbouw dat de systemen en de cycli van de natuur eerbiedigt en de gezondheid van bodem, water, planten en dieren alsmede het evenwicht daartussen verbetert. Daarnaast is de biologische productie een middel om tot een hoger niveau van biodiversiteit te komen en verantwoord gebruik te maken van energie en van de natuurlijke hulpbronnen zoals water, bodem, organische stof en lucht.

#### 4.1.3.6. Ruimtelijke ordening (Beleidsplan ruimte Vlaanderen)

De levering van de ESD behoud van bodemvruchtbaarheid is afhankelijk van de totale oppervlakte aan open ruimte want een bodem die afgedicht is, kan de ESD niet meer vervullen. De beheersing van verdere afdichting is in grote mate een zaak van een goede ruimtelijke ordening. De ruimtelijke ordening van het Vlaamse Gewest wordt vastgelegd in ruimtelijke structuurplannen, ruimtelijke uitvoeringsplannen en voorschriften. Zo wil het groenboek Beleidsplan Ruimte (RWO, 2012) de totale bebouwde oppervlakte niet meer laten toenemen door woningen dichter op elkaar te bouwen, verouderde gebouwen en terreinen opnieuw te gebruiken en meerdere activiteiten (zoals wonen en werken) samen te brengen op één plek.

### 4.1.4. Culturele drivers

Bodemvruchtbaarheid is een weinig bekend begrip. Uit een peiling uitgevoerd onder 120 landbouwers in 2010 blijkt dat slechts 8 % van de respondenten daling van de bodemvruchtbaarheid als een probleem percipieert. 61 % van de respondenten ziet wel organisch stof als de belangrijkste aanwijzing voor bodemvruchtbaarheid (Mathijs *et al.*, 2011). De belangstelling bij landbouwers neemt met mondjesmaat toe omwille van de stijgende prijs van kunstmeststoffen. Bij het grote publiek is dit thema zo goed als niet gekend. De burger legt dus geen direct verband tussen voeding en bodemvruchtbaarheid of tussen bv. erosieproblematiek en bodemvruchtbaarheid of tussen kwaliteit van water en bodemvruchtbaarheid. Ook in het onderwijs kwamen tot voor kort vooral chemische en fysische aspecten van bodembeheer aan bod.

Wauters *et al.* (2010) onderzochten de houding van landbouwers ten opzichte van een aantal maatregelen die bodemvruchtbaarheid ten goede komen zoals het gebruik van groenbedekkers en niet-kerende grondbewerking (NKG). NKG is een systeem waarbij de bodem zo minimaal mogelijk wordt gemengd, niet wordt gekeerd en waarbij de ondergrond tot op verdichtingsdiepte wordt losgebroken (Muijtjens, 2012; Reubens *et al.*, 2012). Hieruit blijkt dat de houding van de

landbouwers die deze technieken toepassen veel positiever is t.o.v. deze conserveringsmaatregelen dan de landbouwers die deze technieken niet toepassen. Dus indien men deze conserveringsmaatregelen meer aan de man wil brengen, is het aangewezen de beoefenaars mee te betrekken in het overtuigen van de niet-beoefenaars. Uit deze studie bleken landbouwers het meest geneigd te zijn rekening te houden met de mening van andere landbouwers en lokale besturen. Dit verklaart ook het succes van projecten waar landbouwers, die op hun eigen bedrijf actief bezig zijn met duurzaam bodembeheer, hun ervaringen en expertise delen met collega's.

In een enquête rond de toepassing van agro-milieumaatregelen (Maertens, 2011) signaleert een vijfde van de respondenten dat ze groenbedekking ook zouden toepassen zonder steun. Dit heeft te maken met de relatief eenvoudige inpassing in de bedrijfsvoering, eenvoud van toepassing en laagdrempeligheid, waarbij het directe milieuresultaat, zowel voor de landbouwer als voor de overheid, onmiddellijk zichtbaar is. 79% van de respondenten die steun ontvangen had voor groenbedekking zegt die maatregel ook uit te voeren zonder steun.

Uit een ondervraging in Nederland bleek dat akkerbouwers nutriëntenlevering – en retentie, bodemstructuur en fragmentatie en mineralisatie van organische stof als de drie belangrijkste bodemfuncties beschouwden (Bos & Zanen, 2011). Dit toont dus aan dat ook landbouwers de drie grote groepen van chemische, fysische en biologische eigenschappen van de bodem erkennen.

Ook op de schaal van de privé-tuinen vinden we een vorm van intensivering terug. In Vlaanderen nemen privé-tuinen een belangrijke oppervlakte in (8.5% volgens Bomans *et al.*, 2011). De Vlaming besteedt veel aandacht aan zijn tuin, en dus ook een deel van zijn gezinsbudget. Gebaseerd op een internet-enquête in 2007 kwam men tot de vaststelling dat de Vlaamse tuinier 0.07 kg.m<sup>-2</sup> meststoffen gebruikt en 2.3 l.m<sup>-2</sup> gras-snoeisels afvoerde. Tegelijk blijken de Vlaamse tuinen een hogere pH en fosfor gehalte te bezitten en gazons een lager C gehalte dan wat als optimaal voor akker – en weiland gesteld wordt (Dewaelheyns *et al.*, 2013). Toch ligt het C gehalte in de Vlaamse tuinen hoger dan in akker – en weiland.

#### **4.1.5. Wetenschappelijke en technologische drivers**

##### *4.1.5.1. Technologische en wetenschappelijke ontwikkelingen in de primaire sector*

De vooruitgang in wetenschap en technologie heeft er toe bijgedragen dat we de groeiende wereldbevolking kunnen blijven voeden. Dit was mogelijk door een intensief landbeheer, ontwikkeling van gewasvariëteiten die hoge opbrengsten geven, het gebruik van kunstmeststoffen, via irrigatie en drainage en mechanisatie. Ondertussen is het echter duidelijk dat de intensivering van de landbouw negatieve gevolgen kan hebben zoals toenemende erosie, lagere bodemvruchtbaarheid, daling van de biodiversiteit, vervuiling van grondwater, eutrofiëring,... (Matson *et al.*, 1997). Naarmate er meer onderzoek vrijkomt, blijkt dat 'business as usual' niet meer kan. De huidige maatschappij verlangt dus niet alleen hoge voedselopbrengsten maar ook een schone en gezonde leefomgeving. Dit wil zeggen dat hoge opbrengsten behaald moeten worden op een meer duurzame wijze, dus met minder input van externe grondstoffen en middelen en minder milieubelasting (Godfray *et al.*, 2010). Deze verschuiving in de vraag zorgt voor een vernieuwde aandacht voor bodemvruchtbaarheid zowel op het veld als bij onderzoekers.

##### *4.1.5.2. Energieproductietechnieken*

Bij pyrolyse van biomassa voor energieproductie worden drie producten gevormd: biogas, bio-olie en biochar. Pyrolyse is het verhitten van organische materialen bij een beperkte aanvoer of zelfs afwezigheid van zuurstof. De eerst twee producten kunnen als energiebron gebruikt worden. Het derde product, biochar, is een poreuze, koolstofrijke, vaste stof die, al dan niet in combinatie met compost, mogelijk innovatieve oplossingen biedt voor de dalende organische stof in de landbouwbodems (bvb. Schulz *et al.*, 2013). Biochar zou ook beter water vasthouden waardoor de bodem beter beschermd is tegen droogteperiodes. Ook houdt Biochar positief geladen ionen zoals ammonium beter vast. Deze vastlegging van nutriënten zou uitspoelingsverliezen kunnen tegenhouden. De impact op Vlaamse landbouwbodems wordt onderzocht aan het ILVO in samenwerking met de Universiteit van Gent (Ruysschaert *et al.*, 2012). Uit onderzoek met houtige en maïsbiochars blijkt dat biochar de stikstofcyclus in de bodem op korte termijn beïnvloedt. Enerzijds versnelt biochar de verschillende processen van de stikstofcyclus, waardoor stikstof naar sneller beschikbare vormen wordt omgezet en door microbiële leven weer wordt opgenomen (Nelissen *et al.*, 2012). Anderzijds houdt biochar een deel van de minerale stikstof vast, wat kan leiden tot een lagere gewasopbrengst (Nelissen, 2013). Er werd ook vastgesteld dat broeikasgasemissies (N<sub>2</sub>O en NO) uit de bodem kunnen afnemen na biochartoediening (Nelissen, 2013). De korte termijnresultaten wijzen er dus op dat biochar verschillende processen in de

bodem beïnvloedt. Op middellange termijn blijkt echter dat biochar geen groot effect heeft op de bodemeigenschappen. Dit werd vastgesteld in een tweejarige veldproef waar een biochartype afkomstig van hout werd toegediend. Er was geen effect op de plantbeschikbare nutriënten en hoewel de stikstofcyclus versnelde net na toediening was er na 1 jaar nagenoeg geen effect meer (Nelissen *et al.*, in druk). Het bodemvochtgehalte was over het algemeen hoger bij de behandelingen met biochar, maar verschillen konden slechts op enkele ogenblikken bewezen worden en alleen tijdens meer vochtige periodes. Voorlopig lijkt het er dus niet op dat biochar meer vocht kan vasthouden tijdens droogteperiodes. Omwille van de beperkte effecten van pure biochartoedieningen op bodem was er ook geen effect op de gewasopbrengst. Ondanks de beperkte effecten op bodemkwaliteit, heeft biochar wel potentieel om koolstof op te slaan in de bodem, wat positief is in de strijd tegen klimaatsverandering (Nelissen, 2013).

#### 4.1.5.3. Ontwikkeling milieutechnieken: Naar een biogebaseerde economie?

Een biogebaseerde economie (BBE) is een economie waarin de bouwstenen voor materialen, chemische en andere stoffen en energie afkomstig zijn van hernieuwbare grondstoffen in plaats van fossiele (niet-hernieuwbare) grondstoffen zoals aardolie of afgeleide producten. Een BBE bevat de hele waardeketen van de productie van hernieuwbare biologische grondstoffen (biomassa uit land-, bos- en natuurbouw, mariene bronnen en visserij, organisch afval, nevenstromen van de industriële toepassingen, bioraffinage,...), hun voorbereiding en industriële omzetting (enzymatisch, microbiologisch, chemisch maar ook mechanisch) tot duurzame producten (voedsel en veevoeder, materialen, fijne en bulkchemie, brandstoffen, energie, meststoffen (bvb. Vaneckhaute *et al.*, 2013), en het vermarkten/de consumptie ervan. Essentieel daar is een coherent beleid over de verschillende betrokken sectoren. Een BBE heeft dus ook alle belang bij een goed behoud van bodemvruchtbaarheid (zie het Vlaams Materialenprogramma [www.ovam.be/vlaamsmaterialenprogramma](http://www.ovam.be/vlaamsmaterialenprogramma)). Anderzijds kan een BBE ook een bedreiging vormen voor de bodemvruchtbaarheid indien men bijvoorbeeld inzet op maximale oogst (inclusief wortels, stronken,..) van de teelt waarbij extra organische stof onttrokken wordt aan de bodem.

## 4.2. Directe drivers

Overloop *et al.* (2011) analyseerden de belangrijkste bedreigingen of verstoringen van de algemene bodemkwaliteit in Vlaanderen, namelijk bodemafsluiting, erosie, daling van de organische stof, bodemverontreiniging, bodemverdichting en daling van de bodembiodiversiteit volgens de mechanismen van de milieuverstoringketen (**D**river **P**ressure **S**tate **I**mpact **R**esponse - DPSIR). In de hieronder gevolgde benadering komen de directe drivers overeen met de drukken of 'pressures' van de DPSIR keten (Tabel 4).



**Tabel 4.** Effect (positief, negatief, geen) en trend van het effect (stijgend, dalend, gelijk) van de directe driver voor verandering in het behoud van bodemvruchtbaarheid

Directe verandering	drivers voor	Effect	Trend	Toelichting
		+/-/0	↑/↓/=	
<b>D1 – Verandering landgebruik</b>				
<b>D1.1. Landconversie</b>				
<b>i. Bodemafdichting</b>		-	↑	Vlaanderen is met 12,9% de sterkst afgedichte regio in Europa.
<b>ii. Omzetting van permanent grasland</b>		-	↑	
<b>D1.2. Gebruiksconversie</b>				
<b>i. Gewaskeuze landbouw</b>		-	↑	Trend van daling graangewassen ten voordele van snijmaïs met beperkte vruchtwisseling of in monocultuur
<b>ii. Keuze landbouwtechnieken</b>		-	=	Intensieve bodembewerking negatief voor fysieke bodemvruchtbaarheid.
<b>iii. Wijzigingen in bosbeheer</b>		+/-	=	
<b>D1.3. Urbanisatie</b>				
<b>i. Unidirectionele nutriëntenstromen</b>		(+)/-	↑	Nutriëntenstroom van het platteland naar de stad.
<b>D2 - Polluenten en nutriënten</b>				
<b>D2.1. Polluenten</b>				
<b>i. Verzuring</b>		-	=	
<b>ii. Zware metalen</b>		-	↑	
<b>D2.2. Nutriënten</b>				
<b>i. Stikstof en vermesting</b>		+/-	↓	
<b>ii. Fosfor en eutrofiëring</b>		+/-	↓	
<b>iii. Zwavel</b>		+/-	↓	
<b>iv. Bekalking</b>		+	=	
<b>v. Andere nutriënten</b>		+	↓	
<b>D3 – Overexploitatie</b>				
<b>i. Wateronttrekking</b>		+/-	=	Komt de bodemvruchtbaarheid ten behoeve van productie ten goede maar verandert de chemische bodemvruchtbaarheid.
<b>ii. Bodemerosie</b>		-	↑	Verlies van de meest vruchtbare toplaag van de bodem.
<b>iii. Bodemverdichting of compactie</b>		-	↑	In eerste instantie negatief voor fysieke bodemvruchtbaarheid.
<b>D4 – Klimaatverandering</b>		(+)/-	↑	Netto-effect is niet goed gekend.
<b>D5 – Introducties van exoten</b>		(+)	↑	Zie het voorbeeld van Amerikaanse vogelkers, geïntroduceerd als bodemverbeteraar.

## 4.2.1. Verandering in landgebruik

### 4.2.1.1. Landconversie

In Vlaanderen zijn veranderingen in het landgebruik samengegaan met een intensiever gebruik en beheer van land en bodem. Dit intensiever bodemgebruik vormt op verschillende manieren een bedreiging voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid.

#### c) Bodemafdichting

Bodemafdichting is een direct gevolg van de verstedelijking of urbanisatie. Het zorgt ervoor dat de bodem als bron onbereikbaar is. Hij is afgesloten van zijn omgeving en dus van het bovengrondse ecosysteem, van de atmosfeer, van waterinfiltratie, gasdiffusie en input van organisch materiaal (Jeffery *et al.*, 2010). Op die manier kan de bodem zijn ecosysteemdiensten niet meer vervullen. De bodem in Vlaanderen is voor 12,9 % (175967 ha) volledig afgedicht. Daarmee is Vlaanderen de regio met de hoogste bodemafdichting binnen Europa. De trend (op basis van de bruto-bebouwing) tussen 2003 en 2009 was een toename met 1,1% (De Meyer *et al.*, 2011).

#### d) Omvorming permanent grasland

Eén van de belangrijkste oorzaken van de daling van de organische koolstofvoorraden en het organische koolstofgehalte, is de vermindering van het graslandareaal en de stijging van het akkerlandareaal door omzetting van permanent grasland naar tijdelijk grasland en akkerland (Figuur 17 en ALBON, 2009).

### 4.2.1.2. Gebruiksconversie

#### e) Gewaskeuze in de landbouw

De daling van het aandeel van graangewassen ten voordele van snijmaïs en hakvruchten sinds de jaren '90 (Figuur 17) wordt gezien als een andere oorzaak van de daling van het organische stofgehalte in de bodem. Bij graangewassen wordt, na oogst, het stro vaak ingewerkt in de bodem terwijl bij snijmaïs quasi de ganse bovengrondse biomassa wordt afgevoerd. Door die daling van het organische stofgehalte, stelt men onder monocultuur van maïs een daling van biologische bodemvruchtbaarheid vast (Bedini *et al.*, 2007). Een tweede probleem gerelateerd aan de teelt van maïs, is het verhoogde risico op bodemcompactie. De oogst gebeurt met zware machines en laat op het seizoen wanneer de bodems natter zijn en dus gevoeliger aan bodemcompactie. Gewasresten alleen volstaan echter niet om de bodem organische koolstof op peil te houden, vandaar het belang van mesten en composten en van voor- en nateelten (vb. groenbedekkers). Verder komt de beperkte vruchtwisseling evenmin de bodemvruchtbaarheid ten goede. Een beperkte vruchtwisseling brengt een hoge onkruiddruk met zich mee waardoor het gebruik van chemische gewasbeschermingsmiddelen, vaak nefast voor de bodemfauna, hier enorm hoog ligt. De landbouwer laat zicht in zijn gewaskeuze vooral leiden door economische motieven. Meer gewassen in rotatie werkt doorgaans kostenverhogend, zodat initiatieven om meer gewasdiversiteit te creëren maar succesvol zullen zijn indien het geogst product voldoende toegevoegde waarde oplevert. Zo zijn op heel wat gespecialiseerde melkveebedrijven zijn slechts twee teelten aanwezig, nl. maïs en (blijvend) weiland. Beiden worden dan nog vaak in monocultuur geteeld (Demeulemeester *et al.*, 2012).

#### f) Landbouwtechnieken

Bodemdegradatie kan veroorzaakt worden door extreme natuurlijke gebeurtenissen, zoals stormen die o.a. erosie, overstromingen, landverschuivingen en andere negatieve gevolgen kunnen hebben. Deze vormen van degradatie komen echter zelden voor in vergelijking met bodemdegradatie veroorzaakt door de mens bvb. door verschillende vormen van intensief landgebruik (Blum in Tóth *et al.*, 2008). Tabel 5 geeft de te verwachten impact weer van bepaalde landbouwtechnieken op bodemeigenschappen van belang voor de chemische, fysische en biologische bodemvruchtbaarheid, gebaseerd op studies en praktijkervaring in Nederland, Vlaanderen en andere regio's onder vergelijkbare agro-ecologische condities (Reubens *et al.*, 2012; Leroy *et al.*, 2007).

Zo heeft intensieve bodembewerking een negatieve invloed hebben op fysische bodemvruchtbaarheid. Het kan de bodemstructuur vernielen en compactie en bodemerosie veroorzaken (Stoate *et al.*, 2009). In Vlaanderen is men bewust van dit probleem en wordt geëxperimenteerd met niet-kerende en minimale grondbewerking (NKG) om dit negatief effect te verkleinen (Reubens *et al.*, 2010; Janssens *et al.*, 2012). De inzet van niet-selectieve pesticiden

doodt naast het schadelijk organisme dat men beoogt, ook tal van bodemorganismen die de bodemvruchtbaarheid ten goede komen.

Daarnaast wordt de grasmat in permanent grasland ook meer frequent vernieuwd. De intensievere bodembewerking en het meer frequent ploegen, zorgt ervoor dat er sterkere afbraak gebeurt van de organische stof in de bodem via een verhoogde mineralisatie, dat de koolstof dieper in de bodem wordt ingewerkt maar ook dat er meer koolstof oplost in de bodemoplossing en uitloopt naar het grondwater.

**Tabel 5.** Effect landbouwtechnieken op het behoud van de biologische, fysische en chemische bodemvruchtbaarheid (veralgemeend op basis van Reubens et al., 2010b). De mate van impact wordt genuanceerd van "zeer negatief" over "neutraal" tot "zeer positief", aan de hand van 7 klassen: -- , -, (-),+-, (+), +, ++; NKG = niet kerende grondbewerking

Landbouwtechnieken	Impact op bodemvruchtbaarheid									
	Chemisch					Biologisch			Fysisch	
	OC-gehalte		N-beschikbaarheid gewas		Nitraat-verliezen	Micro-organismen	Nematoden	Regen-wormen	Korte termijn	Lange termijn
	Toplaag	Ondergrond	Korte termijn	Lange termijn						
<b>Bodem bewerking (gewaardeerd tov ploegen 20-30 cm diep)</b>										
NKG	+	-	-	+	(+)	+	(+)	++	-	+
Directzaai	+	-	-	+	(+)	+	(+)	++	--	+
Mulching	++	(+)	+	+	+/-	++		+	(+)	+
<b>Teelrotatie</b>										
			Na oogst		Na oogst					
Monocultuur snijmaïs		(-)		-	-	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
Gevarieerde teelrotatie		(+)		+	+	+	+	+	+	+
Aardappelen/bieten in de teelrotatie		(-)		(-)	+/-	+/-	-	(-)	+/-	+/-
Graangewassen in de teelrotatie		(+)		(-)	+	+	+/-	(+)	+	+
(Tijdelijk) grasland in de teelrotatie		++		++	(-)	+	(-)	+	+	+
<b>Groenbedekkers</b>										
		+	Na onderwerken		Tijdens groei					
Grasachtige groenbedekker	++	(+)		(+)	+	+	+/-	+	+	+
Bladrijke groenbedekker		+		(+)	+	+	+/-	+	+	+
Vlinderbloemige groenbedekker	+	(+)		(+)	++	+	+/-	+	+	+
<b>Bemestingsregime</b>										
			Korte termijn	Lange termijn						
Minerale mest		(+)	++	-		+/-	+/-	+/-	+/-	+/-
Dierlijke mest		+	+	+		++	+/-	++	+	+
Compost		++	-	+		++	+/-	+	++	++
<b>Gewasbescherming</b>										
bodemontsmetting						--	--	--		

Organische meststoffen dragen rechtstreeks bij tot het verhogen van het organische stof gehalte in de bodem. Anorganische meststoffen kunnen indirect bijdragen aan de opbouw van organische stof, nl. via het verhogen van de productie waardoor er meer gewasresten in de bodem terecht komen en dus meer organische stof t.o.v. niet-bemeste productiesystemen. Anderzijds rapporteerden Haynes and Naidu (1998) ook rechtstreekse negatieve effecten van bepaalde anorganische meststoffen op de fysische gezondheid van de bodem.

### g) Wijzigingen in het bosbeheer

De boomsoortensamenstelling heeft een grote impact op de chemische, biologische en fysische eigenschappen van de bodem (Augusto et al., 2002; Cools et al., 2014). Dit effect is het sterkst merkbaar in de bovenste laag van de bodem. Verschillende boomsoorten hebben verschillende effecten op de waterbalans, microklimaat maar ook op de fysische kenmerken van de bodem, waarschijnlijk ten gevolge van wijzigingen in de bodemfauna. Daarnaast zijn mineralisatie – en nitrificatiesnelheden afhankelijk van de boomsoort. Het effect van een boomsoort op de bodemvruchtbaarheid is afhankelijk van het moedermateriaal, klimaat en bosbeheer (Augusto et al., 2002).

Het effect op de bodemvruchtbaarheid in bos is zeer afhankelijk van de oogstmethode. Tan et al. (2008) stelden bij voorbeeld negatieve gevolgen vast voor de N en P cyclus en de bodemvruchtbaarheid wanneer naast de bomen ook de strooisellaag werd geoogst. Een punt van discussie in de bosbouw is of 'whole-tree harvesting' (WTH) of 'total tree use' negatieve gevolgen zou hebben qua bodemvruchtbaarheid. Wall & Hytönen (2011) konden echter geen verschillende effecten vinden op de bodemvruchtbaarheid tussen de conventionele manier van oogsten (enkel de stammen) of WTH. Rothstein en Spaulding (2010) vonden evenmin verschillen in de bodemvruchtbaarheid wanneer ze WTH vergeleken met verjonging door natuurlijke bosbranden.

#### 4.2.1.3. Urbanisatie

Daarnaast heeft de intensivering van de landbouw geleid tot een ruimtelijke segregatie tussen de productie van voedsel – en andere gewassen en de consumptie ervan. Dus op één plaats worden nutriënten onttrokken aan de bodem die vaak niet correct terug worden aangevuld en op de andere plaats gebeurt er een te sterke aanrijking of zelfs vervuiling. Deze nutriëntenstroom van het platteland naar de stad is voornamelijk eenrichtingsverkeer (Jones *et al.*, 2013). Er gaan slechts weinig nutriënten via recyclage terug naar het platteland (bvb. via compost). Of vervuild afvalwater stroomt naar de rivieren en de zeeën waar het leidt tot eutrofiëring.

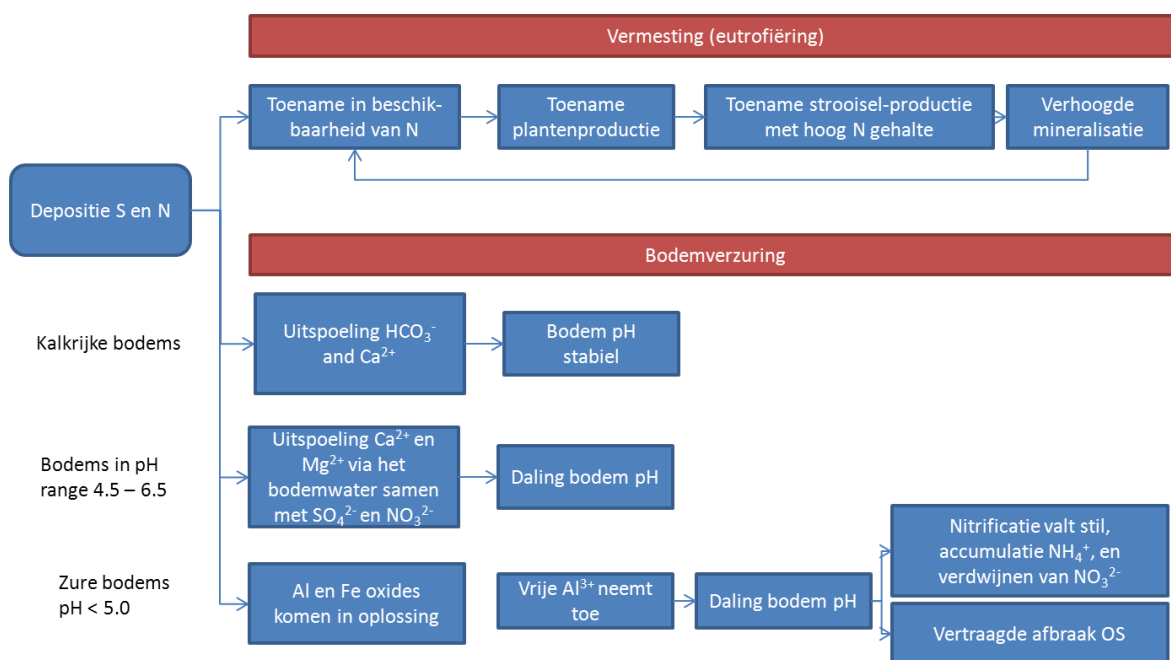
#### 4.2.2. Polluenten en nutriënten

##### 4.2.2.1. Bodemverzuring

Bodemverzuring is deels een natuurlijk proces. Natuurlijke of interne bodemverzuring vindt plaats wanneer er een neerslagoverschot bestaat. In Vlaanderen regent het gemiddeld 300 mm meer dan dat planten en landbouwgewassen nodig hebben. Dit neerslagoverschot draineert weg in de bodem, maar neemt opgeloste zuurbufferende stoffen mee naar diepere bodemlagen, zodat er een bodemverzuring optreedt. De mate van deze verzuring hangt af van de bufferende capaciteit van de bodem (klei, leem, zand) en de bewortelingsdiepte van de vegetatie. In de huidige landbouw wordt deze verzuring gecompenseerd door aanvoer van kalkmeststoffen, maar in vroegere landbouwsystemen zoals het heide-potstalsysteem, werd deze verzuring niet gecompenseerd (Van Avermaet *et al.*, 2006).

De aanvoer van zwavel- en stikstofverbindingen creëert daar bovenop een externe verzuring (Figuur 23). Als  $\text{SO}_2$  en  $\text{NO}_x$  in de atmosfeer nog niet omgezet zijn tot zwavelzuur en salpeterzuur, dan gebeurt dit in grote mate in de bodem. Wanneer de verwerking van primaire materialen en de toevoer van verzurende stoffen uit de atmosfeer niet meer in evenwicht zijn met de uitspoeling ervan, treedt verzuring van de bodem op. Vooral de zwak gebufferde arme zandgronden zijn gevoelig voor deze verzuringseffecten die vooral inwerken op de korte termijn buffersystemen (uitwisselingscomplex, organisch materiaal, Al, Fe, Mn oxiden). De ontstane waterstofionen hechten zich aan het klei-humuscomplex. Hierbij worden  $\text{Al}^{3+}$ -ionen uit dit complex vrijgezet wat leidt tot een hogere  $\text{Al}^{3+}$ -concentratie in het grondwater. De goed oplosbare sulfaten en nitraten spoelen bij neerslagoverschot uit naar de diepere bodemlagen en kunnen het grondwater bereiken (Van Avermaet *et al.*, 2006).

De daling van de bodem pH kan ertoe leiden dat de nitrificatie stilvalt, ammonium accumuleert, nitraat verdwijnt en dat de afbraak van organische stof in de bodem vertraagt (Figuur 23). Ten gevolge van deze cascade van veranderingen, kan de plantengroei en -samenstelling in natuurlijke ecosystemen aanzienlijk veranderen: zuurresistente soorten gaan domineren en verschillende typische plantensoorten voor intermediaire en hoge bodem pH zullen verdwijnen (Bobbink & Hettelingh, 2011). Als stikstof in de bodem voornamelijk aanwezig is onder de vorm van ammonium, gaan de planten ammonium opnemen waardoor ze minder basische kationen ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) gaan opnemen en uitwisselen met de rhizosfeer. Dit kan uiteindelijk leiden tot onevenwichten in de voedingsstoffen in de plant en met gevolg belangrijke productievermindering in regio's met zware ammoniumdepositie. Er zijn sterke aanwijzingen dat vele bedreigde plantensoorten van graslanden, heiden en venen zeer gevoelig zijn aan deze toegenomen ammonium concentraties en hoge  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  verhoudingen (bvb. Kleijn *et al.*, 2008).



**Figuur 23.** Mechanisme driver pollutanten en nutriënten (N en S) in natuurlijke ecosystemen (gebaseerd op Bobbink & Hettelingh, 2011)

De impact van bodemverzuring op de productie in de bossen is minder duidelijk. Aluminiumtoxiciteit voor de wortelgroei werd lang gezien als het grote risico ten gevolge van bosbodemverzuring (De Wit *et al.*, 2001). Over het algemeen hebben de bossen de voorbije decennia eerder een verbeterde groei gekend die men toeschrijft aan een N fertilisatie-effect (Solberg *et al.*, 2004; Prietzel *et al.*, 2006). Naast wijzigingen in het bosbeheer schreven Baeten *et al.* (2009) de grondige wijziging in de samenstelling van de kruidlaag in Meerdaalwoud toe aan de gevolgen van luchtverontreiniging en de daaraan gekoppelde bodemverzuring.

#### 4.2.2.2. Stikstof en vermisting

Minerale meststoffen hebben als doel de plantaardige productie te verhogen via een verhoging van de chemische bodemvruchtbaarheid. Deze bemesting dient echter beredeneerd te gebeuren wil men vermisting vermijden. Vermisting is de ophoping ('aanrijking') van nutriënten in het milieu door menselijke activiteiten (Overloop *et al.*, 2011). Hierdoor worden de ecologische processen en natuurlijke kringlopen in de compartimenten bodem, water en lucht verstoord. Deze verstoring heeft in verschillende ecosystemen gevolgen voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid:

1. (Half)natuurlijke vegetaties op voedselarme en matig voedselarme gronden gaan kwalitatief achteruit en daalt de daarmee verbonden biodiversiteit.
2. Grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen gaan kwalitatief achteruit door de aanvoer van nutriëntenrijk grondwater naar het oppervlaktewater.
3. Door een onevenwichtige aanvoer van nutriënten op de bodem kan de kwaliteit van de gewassen verminderen, de opbrengst dalen of kan het vee ziek worden.

De belangrijkste nutriënten betrokken bij vermisting zijn stikstof (N) en fosfor (P). Deze elementen zijn van nature aanwezig in de bodem, maar menselijke activiteiten veroorzaken een zeer grote toevoer ervan naar het milieu. De twee belangrijkste bronnen zijn de bemesting van de (landbouw)bodem met dierlijke mest en minerale meststoffen en de emissie van gasvormige stikstofverbindingen door industriële processen, verbrandingsprocessen, de veeteelt en het transport.

Een beredeneerde stikstofbemesting is dus aan de orde. Deze hangt immers niet alleen af van de stikstofbehoefte van het gewas, maar houdt ook rekening met de hoeveelheid in de bodem beschikbare minerale stikstof, de stikstofwerking van de toegediende minerale of organische bemesting, plus de stikstof die tijdens het groeiseizoen zal vrijkomen uit oogresten en organische stof in de bodem. Hoeveel stikstof uiteindelijk zal vrijkomen uit organische stof, hangt sterk af van de oorspronkelijke hoeveelheid organische stof in de bodem en het bodemtype.

#### 4.2.2.3.Fosfor

Het mechanisme via het welke fosfor een bedreiging vormt voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid is anders dan bij N. In tegenstelling tot N, bindt fosfaat ( $\text{PO}_4^{2-}$ ) zeer sterk op de bodemdeeltjes. Bij overmatige aanvoer zal fosfaat zich net ophopen in de bovenste lagen van de bodem in plaats van uitspoelen naar het grondwater. De bodem heeft een welbepaalde vastleggingscapaciteit voor fosfaat. Wanneer deze vastleggingscapaciteit overschreden wordt, treedt fosfaatdoorslag naar de diepere bodemlagen op. Hierdoor kan bij een hoge grondwaterstand de fosfaatconcentratie in het bodemwater verhogen. Fosfaat kan dan uitspoelen naar het oppervlaktewater wat bijdraagt aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater (De Smet *et al.*, 1995, Kleinman *et al.*, 2011). Daarnaast kan het fosfaat dat in de bodem gebonden is aan kleine bodemdeeltjes, samen met deze bodemdeeltjes uitspoelen naar grond- en oppervlaktewater (Hens, 1999). Ook in niet-fosfaatverzadigde gebieden kan fosfaatuitspoeling dus optreden.

Hoge fosfaat gehalten kunnen ook de (agro)biodiversiteit nadelig beïnvloeden (Ceulemans *et al.* 2011, 2013). Op zich vormt de hoge fosfaatverzadiging niet onmiddellijk een probleem voor het behoud van de bodemvruchtbaarheid in functie van de landbouwproductie. Echter als landbouwgronden uit productie worden genomen voor natuurontwikkeling, bemoeilijkt fosfaatverzadiging van de bodem de realisatie van specifieke natuurdoelen (Chardon, 2008).

De mate waarin landbouwgronden bijdragen aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater hangt sterk af van de fosfaatophoping in de bodem, de capaciteit van de bodem om fosfaat te binden en de hydrologische situatie. Het fosfaat dat in landbouwgronden accumuleert, hoopt zich voornamelijk op in minerale vorm, ook wel anorganische fosfaat genoemd. Anorganisch fosfaat wordt in de bodem vooral vastgelegd aan aluminium en ijzer(hydr)oxiden en/of kalkmateriaal, al dan niet geassocieerd met organische stof of kleimineralen. Naarmate de fosfaatophoping toeneemt, neemt de snelheid waarmee fosfaat kan worden gebonden af, waardoor de fosfaatconcentratie in de bodemoplossing stijgt en de kans op uitspoeling toeneemt.

Vermits fosfor weinig mobiel is in de bodem, is het belangrijk om de fosfaatbemesting af te stemmen op de behoefte van het gewas. Immers, een bemesting boven de behoefte van het gewas zal leiden tot een toename van het fosforgehalte in de bouwlaag. Zo beperkt het mestdecreet de fosfaatgift sterk in fosfaatverzadigde gebieden (VLM, Mestbank). De toediening van bacteriën die de aanwezige fosfaat terug in oplossing brengen en ter beschikking stellen van het gewas wordt eveneens onderzocht (De Bolle *et al.*, 2013b).

#### 4.2.2.4.Zwavel

Tot een twintigtal jaren geleden was de aanvoer van zwavel via depositie (vanuit antropogene emissies) een belangrijke bron voor de gewassen. De laatste jaren is deze depositie sterk gedaald ([www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)). Zwavel is een essentieel voedingselement voor het gewas en moet nu dus extra worden toegevoegd, zeker in grasland waar zwavelgebrek leidt tot een verminderde kwaliteit van het gras (Maes *et al.*, 2012).

#### 4.2.2.5.Andere nutriënten

Op Europees niveau wordt chemische bodemverarming niet tot de acht meest belangrijke bodembedreigingen gerekend (Tóth *et al.*, 2008). In Vlaanderen hebben we nog steeds een positieve N en P balans. Aan de andere kant stelden Jones *et al.* (2013) een vorm van "nutrient stripping" vast in zowel geïndustrialiseerde als ontwikkelingslanden. Bij bemesting focust men bijna uitsluitend op N, P en K, terwijl een plant ook nood heeft aan een aantal andere mineralen en 'micro'-nutriënten. Door het toedienen van kunstmeststoffen is de productie (per ha) ook enorm gestegen wat dus wil zeggen dan ook de micro-nutriënten in verhoogde mate uit de bodem worden afgevoerd. In Vlaanderen vormt dit voor de meeste teelten geen probleem door zijn relatief jonge bodems die gevormd zijn ten tijde van de laatste ijstijd. Daardoor zijn de micro-nutriënten in voldoende mate aanwezig en door verdere verwerking van het moedermateriaal worden ze ook terug aangevuld. Indien de afvoer van micro-nutriënten op termijn toch een probleem zou vormen, kan dit worden opgelost door een aangepast bemesting. Vermits dit een hoge technologische inspanning vergt en een zwaardere financiële investering, wordt dit in de gangbare landbouw weinig preventief gedaan en grijpt men vaak pas in wanneer het gewas zichtbare gebreksverschijnselen vertoont (Jones *et al.*, 2013). Op weiland echter, waar het vee voor zijn gezondheid direct afhankelijk is van de nutriënteninhoud van het gras, blijkt een bemesting met cobalt aangewezen om gebreksverschijnselen bij het vee te voorkomen (Maes *et al.*, 2012).



#### 4.2.2.6. Zware metalen

Het gehalte aan zware metalen in de Vlaamse bodems is van nature laag. De 'normale' gehalten, bepaald door De Temmerman *et al.* (1982; 1984), kunnen op lange termijn beïnvloed worden door de input van zware metalen afkomstig uit stof, over lange of middellange afstand getransporteerd, of uit minerale, voornamelijk fosfaat-, meststoffen en dierlijke meststoffen. Daarnaast kunnen zware metalen ook aangevoerd worden via bepaalde compostsoorten of baggerslib. De accumulatie van zware metalen in landbouwgronden is belangrijke omwille van de potentiële transfer van zware metalen naar de voedsel – of voedergewassen. Daarbij vormt cadmium (Cd) een gevaarlijk element omwille van het hoog potentieel voor wortelopname en accumulatie in de bovengrondse plantendelen en een verdere accumulatie in de voedselketen met gezondheidsrisico's voor de mens. Bodem pH en textuur spelen een zeer belangrijke rol voor de beschikbaarheid van Cd in de bodem (De Temmerman *et al.*, 2003). Naast de totale hoeveelheid zware metalen in de bodem – en bodemoplossing te begrijpen om het mogelijk risico op de omgeving in te schatten (Meers *et al.*, 2005). In de Kempische podzols stelden Horckmans *et al.* (2007) significante hoeveelheden zink (Zn) en Cd vast die gemakkelijk vrijgesteld kunnen worden bij een daling van de pH. In de zwak gebufferde zandbodems van de Kempen is zo'n daling in pH niet onrealistisch. In zandleembodems wordt Cd voornamelijk vastgehouden door de organische stof. Zink daarentegen bindt zich voornamelijk op de kleideeltjes.

Gobin *et al.* (2006) berekenden de kritische lasten voor de metalen Cd, lood (Pb) en kwik (Hg). Een kritische last duidt op een maximaal toelaatbare depositie (per eenheid van oppervlakte) voor een bepaald ecosysteem zonder dat er op lange termijn schadelijke effecten verwacht worden. Voor Cd en Pb werd gekeken naar de ecotoxicologische effecten op de bodemmicro-organismen, planten en invertebraten in bos, grasland en heide en voor Hg naar de ecotoxicologische effecten op bodemmicro-organismen en invertebraten in de boshumuslaag. Het boscysteem heeft voor de kritische cadmiumlast de hoogste waarde gevolgd door graslanden. Voor lood heeft grasland de hoogste kritische last gevolgd door bos. Heidegebied heeft zowel voor cadmium als voor lood de laagste kritische last. Voor het boscysteem heeft de kritische kwiklast een gemiddelde waarde van  $0,2 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ . Toch bedragen de overschrijdingspercentages van de actuele concentraties in graslanden tegenover de kritische concentraties 7,6% voor lood en 22,5% voor cadmium. In de bossen lopen deze overschrijdingspercentages op tot 84 - 86 % voor Pb en tot 96 - 98 % voor Cd wat betekent dat de actuele depositie veel lager zou moeten liggen om negatieve effecten voor het ecosysteem en voor de mens op termijn te vermijden. Betreffende Hg in bos, werden de overschrijdingspercentages niet bepaald.

Verhoogde concentraties van zware metalen in de bodem ten opzichte van de achtergrondwaarde werd vastgesteld voor Zn en koper (Cu) in akkerland ten gevolge van jarenlange intensieve bemesting met dierlijke meststoffen (De Temmerman *et al.*, 2003), doch met deze lage concentraties kan men deze bodems moeilijk als gecontamineerd bestempelen. In kalkrijke baggerbodems vonden Tack en Vandecasteele (2008) verhoogde Cd en Zn gehalten in de bladeren van de planten en in bodemorganismen en kleine zoogdieren. Deze vaststelling duidt dus op een ophoping van de zware metalen, afkomstig vanuit de bodem, hoger in de voedselketen. Meerts en Grommesch (2001) stelden vast dat de zaadbanken in sterk vervuilde graslanden in de buurt van een voormalig zinkertssmelterij gedomineerd werd door twee grassoorten tolerant voor zware metalen. Daarnaast was twee derde van de zaden geconcentreerd in de bovenste 3 cm van de bodem, wat mogelijk te wijten was aan een lage microbiologische afbraak van de zaden door toxiciteit van de zware metalen. Andere puntsgewijze vervuilingen door zware metalen (Cu, Pb en Zn) waren bij voorbeeld terug te vinden in de IJzervlakte, als gevolg van corrosie van fossiel oorlogstuig van de eerste wereldoorlog. De teruggevonden concentraties waren slechts lichtjes boven de achtergrondwaarden. Echter in overstromingsgebieden van rivieren, konden Klok *et al.* (2007) effecten van Zn en Cu identificeren op de soortensamenstelling, de biomassa en het individuele gewicht van regenwormen.

### 4.2.3. Overexploitatie

#### 4.2.3.1. Wateronttrekking

Onder wateronttrekking via overexploitatie verstaan we hier twee componenten, enerzijds ontwatering en versnelde afwatering (drainage) door de landbouw en anderzijds grondwateronttrekking voor proceswater (landbouw en industrie), drinkwater en beregening (irrigatie). Beiden hebben een effect op het behoud van de bodemvruchtbaarheid.

In het eerste geval krijg je een verdroging van de bodem waarin de planten wortelen. Wanneer de grondwaterspiegel daalt, krijgen het regenwater en het oppervlaktewater meer ruimte om in de

bodem door te dringen. Dit veroorzaakt een kwaliteitsverandering van het voor de planten beschikbare water. Verdroging zorgt voor een toename van zuurstof in de bodem, waardoor oxidatieprocessen toenemen en zo organische stof sneller zal afbreken. In Vlaanderen heeft drainage van graslanden de voorbije decennia geleid tot belangrijke koolstofverliezen uit de bodem (Van Wesemaal *et al.*, 2010; Meersmans *et al.*, 2011).

In Vlaanderen heeft drainage ook belangrijk off-site effecten op de bodemvruchtbaarheid, zoals in nabijgelegen natuurgebieden. Oxidatieprocessen in drooggevallen bodems van poelen en vennen kan leiden tot een verlaging van de pH door de oxidatie van sulfide tot zwavelzuur. Door verdroging neemt het gehalte aan beschikbare voedingsstoffen toe (Laurijssens *et al.*, 2007), zeker in de bodems die veel organisch materiaal bevatten en waar een neutrale tot basische pH zorgt voor gunstige omstandigheden voor bacteriën en schimmels. In zure en minerale omstandigheden heeft een grondwaterstands daling veel minder invloed op de nutriëntenbeschikbaarheid (Van Uytvanck & Decler, 2004). Daarnaast leidt verdroging tot mineralisatie, inklinking van de bodem en vrijkomen van voedingsstoffen zoals nitraten, die kunnen uitloggen en de kwaliteit van ons drinkwater negatief beïnvloeden. Naargelang het bodemtype zijn belangrijke verschillen in het effect van grondwaterstands daling waar te nemen (Van Uytvanck & Decler, 2004). De capillaire opstijging is in fijnkorrelige bodems veel groter dan in zandgronden waar het effect van verdroging dan ook sneller voelbaar is.

Een tweede effect van daling van de grondwaterstand op de bodemvruchtbaarheid is eerder indirect, via de hoeveelheid en kwaliteit van kwelwater dat van essentieel belang is voor verschillende grondwaterafhankelijke ecosystemen. Kwelwater is vaak ijzer – en kalkrijk door zijn lange verblijftijd in de bodem. Wanneer gereduceerd ijzer de zuurstofrijke oppervlakkige bodemlagen of het bodemoppervlak bereikt, oxideert het en slaat het neer met fosfaten. Zo blijft het fosfaataanbod beperkt. Door een vermindering van kwel, worden deze fosfaten niet meer gebonden en treedt er eutrofiëring op. De vermindering van kwel doet zich voornamelijk voor in brakwaterplassen, veen- en andere kwelgebieden zoals beekvalleien. In kwelgebieden houden soortenrijke, doch voedingsstoffenarme levensgemeenschappen zich in stand dankzij de permanente instroom van kwelwater. Valt deze kwel weg, verandert de chemische samenstelling van het milieu en dus de chemische bodemvruchtbaarheid.

Op kalkarme zand – en veengronden kan verdroging leiden tot bodemverzuring door een gebrek aan bicarbonaat dat door het grondwater werd aangevoerd. De toegenomen invloed van regenwater doet in dergelijk omstandigheden basische bestanddelen (calcium en magnesium) uitspoelen (Van Uytvanck & Decler, 2004).

#### 4.2.3.2. Bodemerosie

Ten gevolge van de intensivering en schaalvergroting van de landbouw, is de bodemerosie op akkers toegenomen. Deze vorm van landdegradatie vormt een reële bedreiging voor de bodemvruchtbaarheid omdat net het belangrijkste bovenste deel van het bodemprofiel, dat de meeste organische stof en plantenvoedingsstoffen bevat, verloren gaat.

Voor meer dan 60% van het Vlaams grondgebied is bodemerosie verwaarloosbaar. De erosieproblemen situeren zich vooral in de hellende leem- en zandleemgebieden van Midden-België: de Vlaamse Ardennen, het Pajottenland, het Hageland en Haspengouw. Bodemerosie wordt door de landbouwer niet altijd als problematisch ervaren. Op korte termijn zorgt erosie echter voor direct opbrengstverliezen door het wegspoelen en onderspoelen van (kiem)planten, en voor problemen bij het bewerken van akkers. Op lange termijn leidt dit tot een afname van de gewasopbrengsten ( *et al.*, 2001). Bakker *et al.* (2004) concludeerden uit een meta-studie dat een bodemverlies van 0,1 m gemiddeld leidde tot een productiviteitsverlies van 4 %. Erosiewaarden in Vlaanderen bedragen op perceelsniveau maximaal ca. 10-30 ton ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, wat neerkomt op een verlies van 0,7 tot 2,2 mm jaar<sup>-1</sup>. Op dergelijke percelen komt dit neer op een rendementsverlies van ca. 0,03 tot 0,09 % per jaar. Op de meeste percelen zal het direct verlies aan rendement echter veel kleiner zijn.

Erosie kan ook leiden tot een verminderde dikte van het bewortelbare profiel en van het vermogen van de bodem om water op te slaan voor de planten. Deze effecten kunnen de gewasproductiviteit aantasten: in een moderne, intensieve landbouw op diepe bodems zijn deze effecten echter vrij beperkt en vormen geen directe bedreiging voor de voedselproductie. De relevantie van deze ogenschijnlijk zeer kleine verliezen hangt af van de tijdschaal die men beschouwt: bovenstaande berekeningen maken duidelijk dat op korte tot middellange termijn bodemverliezen weinig impact zullen hebben op landbouwrendementen. Er dient echter rekening gehouden te worden met het feit dat het bodempatrimonium onvervangbaar is: op langere termijn kunnen relatief kleine rendementsverliezen toch een bedreiging vormen voor de landbouwproductiviteit. Zo leidt het geen

twijfel dat de zeer lage productiviteit van vele landbouwgebieden in het Middellandse Zeebekken mede veroorzaakt wordt door de schade aan het bodempatrimonium veroorzaakt door millenia van water- en bewerkingserosie.

Erosie tast dus op verschillende wijzen de bodemkwaliteit aan. Het verlies aan organische stof dient echter genuanceerd te worden: de schaarse gegevens die beschikbaar zijn, tonen aan dat de begraving van organische stof in afzettingsgebieden (colluviale hellingen, riviervalleien) én de aanmaak van nieuwe organische stof op geërodeerde plaatsen het verlies aan organische stof door netto-export en mineralisatie meer dan compenseren (Van Oost *et al.*, 2005). Op globaal niveau daalt de totale hoeveelheid organische stof niet noodzakelijk onder invloed van erosieprocessen: wel kunnen binnen landbouwpercelen zones ontstaan die duidelijk verarmd zijn aan organisch materiaal.

Men verwacht dat bodemerosie in de toekomst in Vlaanderen nog gaat toenemen (ALBON, 2011). Gegevens uit verschillende regio's van Noord-Europa tonen aan dat de frequentie van water- en modderoverlast stroomafwaarts van hellende akkerbouwgebieden toegenomen is over de laatste decennia. Dit wordt vooral toegeschreven aan:

- 1) wijzigingen in het bodemgebruik: toename van teelten die de bodem minder bedekken en/of vasthouden (zoals erwten, aardappelen, maïs, ...), het scheuren van weilanden,...;
- 2) schaalvergroting en intensifiëring in de landbouw: op de steeds groter wordende akkers kan het water ongehinderd afstromen en in kracht toenemen;
- 3) een afname van de bodemkwaliteit: bodems verliezen hun stabiele kruimelstructuur o.m. door een afname van het organische stofgehalte en wijzigingen in het bodemleven en de bodem-pH als gevolg van een verminderd gebruik van stalmest ten voordele van drijfmest, gewijzigde teeltrotaties met minder granen en meer snijmaïs en hakvruchten (minder oogstresten) , intensievere bodembewerking,... Bovendien zijn de bodems meer en meer onderhevig aan verdichting door het gebruik van zware landbouwmachines;
- 4) een gebrekkig ruimtelijk beleid, waarbij woningen werden ingeplant in gebieden met een hoge kans op overstromingen, waar ze nooit gebouwd hadden mogen worden.

Verder kan klimaatverandering leiden tot een hogere frequentie van intense regenbuien, met een hoger erosierisico tot gevolg. Neerslaggegevens van het KMI over de periode 1898-2004 tonen aan dat het neerslagregime gedurende het laatste decennium duidelijk erosiever is geworden.

Door de permanente bodembedekking heeft men geen problemen met erosie in permanente graslanden of bos (tenzij door recreatie en/of exploitatie).

#### 4.2.3.3. Bodemverdichting of bodemcompactie

Een derde belangrijk direct gevolg van de intensivering van het landgebruik op de bodemvruchtbaarheid is de bodemverdichting of bodemcompactie. Dit is het samendrukken van bodempartikels door externe krachten waardoor de volumedichtheid en de penetratieweerstand toenemen en het totale poriënvolume afneemt. Dit betekent dat de fysische toestand van de bodem verandert. Zowel in de land- als bosbouw is de inzet van steeds grotere en zwaardere machines een belangrijke oorzaak van bodemcompactie maar ook recreatiedruk (wandelen, kamperen, fietsen, paardrijden...), toerisme enz. kunnen aan de oorzaak van bodemverdichting liggen en mogen niet over het hoofd worden gezien in een dicht bevolkte regio als Vlaanderen (Eckelmann *et al.*, 2006).

Door bodemverdichting, neemt ook het luchtvolume, de waterinfiltratiesnelheid en de verzadigde hydraulische conductiviteit af. Oppervlakkige verdichting situeert zich in de bouwvoor en kan gemakkelijk worden opgeheven door normale grondbewerkingen, terwijl verdichting van de diepere ondergrond blijvend kan zijn in de afwezigheid van specifieke remediëringmaatregelen (Van De Vreken *et al.*, 2009).

De fysische bodemdegradatie door bodemcompactie heeft ook onmiddellijke gevolgen voor de biologische en de chemische bodemvruchtbaarheid. Als door compactie de poriën kleiner worden, gaat het poriënvolume meer gevuld zijn met water en watergevulde poriën diffunderen zuurstof veel trager dan luchtgevulde poriën. Daarnaast zal er een verminderde connectiviteit zijn tussen de verluchtingsporiën waardoor de verluchtingswegen van de atmosfeer naar de wortels worden beperkt of onderbroken. Er gaan dus anaerobe condities optreden nabij het oppervlak en er zullen meer bodemreacties plaatsvinden gestuurd door anaerobe bacteriën. Zo zal de aerobe N mineralisatie trager verlopen en er zal een toename zijn van de microbiële denitrificatie (Whalley *et al.*, 1995). Anderzijds neemt ook het beschikbaar poriënvolume voor nematoden af. Tegelijkertijd is er bij compactie van de bodem een toename van het aandeel aan microporiën waarin organisch materiaal fysisch wordt beschermd tegen microbiële afbraak en waarin micro-organismen onbereikbaar zijn voor predatorische protozoa en nematoden (Breland & Hansen, 1996).

Bodemcompactie teweeggebracht door cultuurwerkzaamheden brengt vermoedelijk schade toe aan de tunnelstructuren van regenwormen en leidt tot afsterving van vele regenwormen. De aanwezigheid van regenwormen heeft een aantal positieve effecten die hierboven reeds werden toegelicht. In de afwezigheid van regenwormen echter, neemt het soortelijk gewicht van de bodem toe en is er een afname van de snelheid van infiltratie. Er zijn sterke aanwijzingen dat de activiteit van regenwormen afhankelijk is van de hoeveelheid bodemvocht en een afname van regenwormactiviteit in sterk gecompacteerde bodems zou voor een deel kunnen worden toegeschreven aan een verminderde beschikbaarheid van zuurstof (Whalley *et al.*, 1995). Door de beperkte macroporositeit bij bodemcompactie ondervinden ook andere bodembewonende organismen problemen. Vele arthropoden hebben bijvoorbeeld schuilmogelijkheden nodig, vooral bij veranderingen in vochtigheid en temperatuur. Indien ze niet in de bodem kunnen dringen, is hun overleving bedreigd (De Vos, 2005). Nematoden vertonen in gecompacteerde bodems een toename van de activiteit rondom de plantenwortel, hetgeen negatieve implicaties heeft voor de gewasproductie (Bouwman & Arts, 2000).

De grootste bodemschade in land – en bosbouw wordt voornamelijk aangebracht door de inzet van machines die sinds het midden van de 20<sup>st</sup> eeuw steeds zwaarder zijn geworden. Volgens Alakukku *et al.* (2003) hangt bodemcompactie af van vier factoren 1) het type van machine, voornamelijk de lading van de wielen en de contactoppervlakte van de banden met de bodem, 2) de oppervlakte van het terrein dat door de machines wordt beïnvloed, 3) het aantal keren dat de machine over één bepaalde plaats rijdt en 4) het moment dat de zware machines worden ingezet in relatie tot de bodemvochtigheid.

#### **4.2.4. Klimaatverandering**

De effecten van klimaatverandering op het behoud van de bodemvruchtbaarheid zijn niet eenvoudig te becijferen door de beperkte mogelijkheden om veranderingen op relatief korte tijdschalen voldoende nauwkeurig te meten (Schils, 2012). Het blijkt lastig om waargenomen veranderingen toe te wijzen aan specifieke klimaatparameters, omdat tegelijkertijd veranderingen optreden in temperatuur, neerslag en het gehalte aan koolstofdioxide in de atmosfeer. Bovendien spelen andere variabelen zoals landgebruik of nutriëntenvoorziening een belangrijke rol.

##### *4.2.4.1. Chemische bodemvruchtbaarheid*

De hoeveelheid organische stof in de bodem is de resultante van de aanvoer door plantenresten en de afbraak van organische stof. Bij stijgende temperatuur en atmosferische koolstofdioxide, neemt zowel de primaire productie toe (Ainsworth & Long, 2005), en dus de aanvoer van organische koolstof, als dat de afbraak van organische stof versnelt, maar het is niet steeds duidelijk wat het netto-effect is (Davidson & Janssens, 2006). Als temperatuur als beperkende factor wegvalt, steken mogelijk nieuwe beperkingen de kop op zoals de beschikbaarheid van geschikte substraten (Dalal *et al.*, 2011). Net als de temperatuur, heeft droogte een effect op de aanvoer en afbraak van organische stof. Bovendien komen droogte en hoge temperaturen vaak samen voor, waardoor beide effecten verstrengeld zijn. Vanwege de grote voorraden organische stof zijn veengebieden potentieel het meest kwetsbaar voor klimaatverandering. De combinatie van hogere temperaturen en droogte kan tot een significante toename van de afbraak leiden.

Naast de reeds besproken oorzaken van daling van bodem organische stof, draagt de klimaatverandering eveneens bij tot de daling van de organische stof in de akkerlandbodems. Hogere temperatuur stimuleert de microbiële activiteit met versnelde afbraak van organische stof tot gevolg. In Vlaanderen zou dit verantwoordelijk zijn voor 10 % van de huidige verliezen van organische koolstof in de landbouwbodems (Sleutel *et al.*, 2007).

Vergelijkende studies onder verschillende klimatologische omstandigheden in Europa, tonen aan dat klimaat een belangrijke sturende variabele is voor de opslag van koolstof in bosbodems (Wiesmeier *et al.*, 2013). Gemengde en loofbossen slaan de meeste koolstof op in de minerale bodem terwijl de naaldboutbossen ongeveer 35% van de koolstofvoorraad in de bodem opslaan in de organische laag. Bij verhoging van de temperatuur is de koolstofopslag in minerale bodems van gemengde bossen en loofbossen lichtjes hoger maar verlaagt onder naaldbout. Dus gemengde en loofhout bestanden zijn beter voor koolstofopslag dan naaldboutbossen.

Toename in neerslag kan leiden tot een verhoogde uitspoeling van basische kationen in de bodem, en dus tot een verhoogde bodemverzuring (Rengel, 2011). Een sterkere verzuring kan ook het gevolg zijn van een verhoogde biomassa-productie. Met oogsten van die biomassa, worden ook extra basische kationen afgevoerd.

#### 4.2.4.2. Biologische bodemvruchtbaarheid

Een grote verscheidenheid aan studies toont een duidelijke trend aan van een toename in bodembioologische processen met toename in temperatuur (Singh *et al.*, 2011). Een veel kleiner aantal studies hebben echter het effect bestudeerd van toename van temperatuur op de bodembiota zelf.

Uit onderzoek in extreme klimatologische omstandigheden blijkt dat een toename in de gemiddelde temperatuur leidt tot een toename in het aantal bacteriën, nematoden en fungi maar tot een afname in de biodiversiteit (Jeffery *et al.*, 2010). Zo zou de diversiteit aan bodeminvertebraten in droge en natte heidevegetaties relatief sterk afnemen met toenemende droogte (Holmstrup *et al.*, 2012). Deze kleine diertjes (vaak niet groter dan 2 mm) kunnen door hun beperkte migratiemogelijkheden immers slechts traag inspelen op de veranderde klimatologische omstandigheden. Onderzoek op globale schaal toont daarnaast aan dat soorten migreren naar de polen toe door de hogere temperaturen en een vroegere start van de lente (Jeffery *et al.*, 2010).

Betreffende de bodemmesofauna, schijnt de biomassa en de diversiteit sterk afhankelijk te zijn van de opwarming van de aarde en de verandering in de kwaliteit en kwantiteit van het beschikbare organische materiaal. De microbiële gemeenschappen schijnen zich gemakkelijker aan te passen aan verhoogde temperaturen afhankelijk van de historische blootstelling en voor een bepaald temperatuurbereik. Zo blijken de micro-organismen van de koude streken zich gemakkelijker aan te passen aan hun nieuwe, verhoogde omgevingstemperatuur dan de micro-organismen uit de warmere streken. Dat aanpassingsvermogen werd in verband gebracht met een wijziging in de structuur van de microbiële gemeenschappen met duidelijke verschillen in de samenstelling van de heterotrofe micro-organismen, een afname in bodemfungi en gram-negatieve t.o.v. gram-positieve bacteriën. Men dient echter op te merken dat de beschikbaarheid van de juiste substraten (kwalitatief en kwantitatief) bij een bepaalde temperatuur waarschijnlijk belangrijker is dan de temperatuur zelf (Mele, 2011).

#### 4.2.4.3. Fysische bodemvruchtbaarheid

De bodemstructuur speelt een fundamentele rol in het behoud van de fysische bodemvruchtbaarheid. Klimaatverandering heeft zowel directe als indirecte effecten op de drie aspecten van bodemstructuur (architectuur, stabiliteit en herstelvermogen) (Chan, 2011).

Intensieve en overvloedige neerslag kan een negatieve impact hebben op de bodem via verslemping en korstvorming van het bodemoppervlak, een vorm van bodemverdichting waarvoor sommige bodems, meer specifiek die met laag organische stofgehalte gevoelig zijn (Chan & Mullins, 1994). Daarnaast kan ook de frequentie van bodembewerkingen op een te natte bodem gaan toenemen wat ook tot bodemcompactie kan leiden (Chan, 2011). Aan de andere kant zou een toename in de lengte van droogteperiodes ook tot verstuiving kunnen leiden en zou er in de landbouw een grotere irrigatiebehoefte kunnen ontstaan, wat mogelijke risico's kan inhouden naar bodemverziltting.

Ten gevolge van een hogere frequentie en intensiteit van stormen en ten gevolge van de stijging van de zeespiegel, kunnen er meer overstromingen voorkomen. In Europa blijkt België na Nederland het meest kwetsbaar te zijn voor overstromingen ten gevolge van een stijgend zeeniveau: in Vlaanderen ligt 15 % van het oppervlak minder dan 5 meter boven het gemiddelde zeeniveau. Overstromingen met zeewater resulteren in verziltting wat leidt tot afbraak van de bodemstructuur en directe oogstverliezen (Chan, 2011). Indirect, kan echter door een stijging van de zeespiegel de hoeveelheid zoute kwel in diepe poldergebieden toenemen indien de zoetwaterlens onvoldoende groot is (door bij voorbeeld drainage), wat nefaste gevolgen heeft voor de bodemstructuur en bodemvruchtbaarheid (Schils, 2012). Een mogelijk positief effect van periodieke overstromingen op het land, is de afzetting van slib welke hoogst waarschijnlijk nutriëntenrijk is maar ook zouten, zware metalen en pollutanten bevat waardoor eerder verwacht wordt dat het netto effect negatief zal zijn.

Indirect heeft klimaatverandering een impact op de bodemstructuur via mogelijke effecten op de bodemfauna. Een veranderd waterregime in de bodem zal de activiteit en de overlevingsmechanismen van de bodemorganismen gaan beïnvloeden (Chan, 2011). Ook het uitblijven van vorstperiodes heeft mogelijk een negatief effect op de bodemstructuur en op het vermogen van de bodem om te herstellen na structuurbederf (Chan, 2011).

#### 4.2.5. Introductie van exoten

De introductie van invasieve plantensoorten in een nieuwe omgeving zal de soortensamenstelling in dat ecosysteem wijzigen en dus een verandering in de relatieve abundantie van de inheemse

soorten. Dit kan tegelijk wijzigingen teweegbrengen in de abiotische omgeving zoals licht – en vochtbeschikbaarheid, twee factoren die de afbraak van strooisel beïnvloeden. Dit zal dan weer de abundantie, identiteit en activiteit van de bodembiota veranderen. Bijgevolg kan de recyclage van nutriënten op het niveau van het ecosysteem vertragen of versnellen ten gevolge van de introductie van invasieve soorten (Ashton *et al.*, 2005; Aragón *et al.*, 2013). Invasieve soorten kunnen ook veranderingen in het waterbergend vermogen of verhoogd risico op erosie tot gevolg hebben (Jeffery *et al.*, 2010).

Het aantal exoten in de natuur neemt exponentieel toe (Dumortier *et al.*, 2005). In Vlaanderen werden in 2004 16 vaatplanten invasief beschouwd waarvan er 14 voorkomen in voedselrijke milieus. Slechts twee soorten (Amerikaanse vogelkers en Pontische rhododendron) worden vooral in voedselarme habitats aangetroffen. Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) is geïntroduceerd geweest als bodemverbeteraar in dennenbestanden op droge zandgronden (Vanderhoeven *et al.*, 2005). Echter, de grootschalige aanplantingen samen met hun hoog reproductievermogen hebben gezorgd voor een snelle verspreiding van deze boomsoort over gans Vlaanderen, voornamelijk op de droge zandgronden (Verheyen *et al.*, 2007). Door zijn vaak overvloedige verjonging krijgen de oorspronkelijke boomsoorten soms weinig kans. Ook bij Douglasspar en Amerikaanse eik treft men gelijkaardige problemen aan.



## 5. Impact op biodiversiteit en milieu

De vraag speelt of een inzet op het behoud van bodemvruchtbaarheid de biodiversiteit ten goede komt. Bij toepassing van kunstmeststoffen heeft men vastgesteld dat hoge dosissen kunstmeststoffen leiden tot een lagere bodembiodiversiteit terwijl organische meststoffen de bodembiodiversiteit beter bewaren (Mäder *et al.*, 2002; Cole *et al.*, 2005, 2008). Hoge input systemen werken vaak in het voordeel van bacteriële afbraak van organische stof (in tegenstelling tot afbraak door schimmels), gedomineerd door snel afbreekbare substraten (zoals suikers in tegenstelling tot cellulose), en een eerder opportunistische fauna die op deze bacteriën voedt. Daartegenover ondersteunt de toepassing van organische meststoffen eerder meer diverse bodembioïologische gemeenschappen (Jeffery *et al.*, 2010). Hieruit blijkt dus dat een eenzijdige inzet op aanleveren van voedingsstoffen (chemische bodemvruchtbaarheid) wel de groei van de gewassen ten goede komt maar niet noodzakelijk de fysische en de biologische component van de bodemvruchtbaarheid. Het toevoegen van N blijkt dan weer geen effect te hebben op de structuur van de gemeenschap van de micro-arthropoden. Daarnaast blijkt eerder het in stand houden van de natuurlijke diversiteit van bodemtypen van belang te zijn om een hoge bodembiodiversiteit te garanderen op Europees en globaal niveau (Cole *et al.*, 2008).

De soortendiversiteit van de bovengrondse plantengemeenschap zou een klokcurve volgen in functie van de nutriëntenbeschikbaarheid (humped-back model van Grime, 1973). Op zeer schrale bodems zijn enkel de meest extremofiele soorten in staat te overleven en op voedselrijke bodems domineren snelgroeende soorten die de competitie voor licht winnen. Bij matig tot lage voedselrijkdom is de diversiteit het hoogst omwille van de sterke competitie voor nutriënten (De Schrijver *et al.*, 2013).

Indien de bodemvruchtbaarheid goed beheerd wordt, is minder kunstmest, water en grondbewerking nodig. Dit bespaart de aanvoer van eindige grondstoffen zoals fosfaatmest en fossiele brandstoffen. Ook spoelen minder nutriënten en bestrijdingsmiddelen naar grond- en oppervlaktewater uit. Een goede bodemvruchtbaarheid vermindert erosiegevoeligheid, verbetert waterregulatie, verhoogt ziekte- en plaagwering, vergroot het zuiveringsvermogen en bevordert koolstofvastlegging (klimaat) in de bodem. Een duurzaam gebruik van de bodemvruchtbaarheid komt de bodembiodiversiteit ten goede die dan weer tal van positieve terugkoppelingsmechanismen heeft. Zo kunnen gangen van regenwormen een stevige stortbui (30 mm per uur) opvangen en afvoeren. Bodembacteriën en bodemschimmels produceren antibiotica die helpen bij de ziekte- en plaagwering van gewassen (Faber *et al.*, 2009).

Anderzijds hebben onderzoekers in de eerste jaren onder toepassing van NKG een verhoogde ziektedruk, een verhoogd risico op slakken en een verhoogde onkruiddruk vastgesteld (Reubens *et al.*, 2012) wat (tijdelijk) mogelijk een verhoogd herbicide – en pesticidegebruik met zich meebrengt en dus weer een negatief effect heeft op de diversiteit van het bodemleven.

De organische stof vormt tegelijk de brandstof en de motor van het bodemvoedselweb én is het resultaat van de bodembioïologische activiteit. Achteruitgang van de organische stof betekent meestal een lagere abundantie en lagere diversiteit van het bodembioïologisch leven. Een grote variatie aan bronnen van organische stof gaat ook resulteren in een rijkere bodembiodiversiteit. Hoe rijker de bodembiodiversiteit, hoe beter ze zorgt voor het vrijkomen van voedingsstoffen, en opbouw van bodemstructuur en organische stofgehalte voor voldoende bodemvocht (Faber *et al.*, 2009).

Vervuilde bodems kunnen zeer negatieve effecten hebben op de bodembiota zodat deze zowel in abundantie als in diversiteit achteruit gaan en dus een negatief effect op de biologische bodemvruchtbaarheid. Een aantal vervuilende stoffen komt terecht in de bodem ten gevolge van accidenten, wanbeheer of het bewust storten van afval maar een aantal stoffen zijn in de bodem terecht gekomen door het toepassen van gangbare landbouwpraktijken zoals herbiciden, pesticiden en meststoffen.

Uit een vergelijking tussen akkerland, grasland en bos in Frankrijk bleek dat de bossen de hoogste bodembiodiversiteit vertonen (Cluzeau *et al.*, 2012).

## 6. Maatschappelijk welzijn en waardering

### 6.1. Welzijns – en welvaartscomponenten waarop ESD invloed heeft

Het behoud van de bodemvruchtbaarheid is een onderhoudende of regulerende ecosysteemdienst (Haines-Young & Potschin, 2013), of een ondersteunende dienst (Zhang *et al.*, 2007) dus een dienst die via de regulatie van basis-ecosysteemprocessen de mens voordelen oplevert. Het behoud van de bodemvruchtbaarheid is eerst en vooral van belang voor de mens om in zijn primaire behoeften van voedsel (voedings – en voedergewassen), energie (biomassaproductie, hout als brandstof), huisvesting (hout voor constructie), kleding (vezels zoals katoen, linnen,...) te voorzien nu en in de toekomst via de producerende ESDs.

Onrechtstreeks heeft het behoud van bodemvruchtbaarheid invloed op een aantal welzijns – en welvaartscomponenten zoals veiligheid, grondstoffen voor een goed leven en gezondheid. Eén aspect van veiligheid is gelinkt aan erosiebescherming. Zo zal een goed gestructureerde leembodem met een hoog gehalte aan organische stof, minder gevoelig zijn aan erosie en zo is de mens ook meer beveiligd tegen de negatieve gevolgen van modderstromen, landverschuivingen en verlies van de vruchtbare top laag van de bodem. Indirect komt een goede (fysische) bodemvruchtbaarheid ook het vermijden van en herstel na bodemcompactie ten goede. Het behoud van de fysische bodemvruchtbaarheid is dus essentieel voor het vermijden (of eventueel herstel) van bodemdegradatie die via zijn negatieve invloed op de hoeveelheid en kwaliteit van voedselproductie een negatieve invloed heeft op de voeding en de gezondheid van de mens (Lal 2004, 2009). Een ander aspect van veiligheid is het waterbergend vermogen van een bodem met een hoog organische stof gehalte waardoor een bodem beter water opslaat en zo een buffer vormt tegen overstromingen.

Bodemvruchtbaarheid linkt ook op verschillende manieren aan de menselijke gezondheid. Denk maar aan het concept “We zijn wat we eten en wat we eten komt van de bodem”. Dus als onze bodems uitgeput zijn qua nutriënten en chemisch verontreinigd zijn, is ons voedsel dat mogelijk ook. Het verband tussen uitspoeling van nitraten ten gevolge van overbesteding en de kwaliteit van ons drinkwater werd reeds eerder beproven. Een ander voorbeeld is de accumulatie van Cd in gewassen dat een mogelijke bedreiging voor de menselijke gezondheid (Wagner, 1993), of bij voorbeeld een jodium tekort bij bevolkingsgroepen die afhankelijk zijn van voedingsgewassen die allen afkomstig zijn uit een geografisch beperkt gebied (Cook *et al.*, 2011).

Daarnaast vormt de enorme diversiteit aan bodemorganismen een belangrijke bron van chemisch en genetisch materiaal voor de ontwikkeling van nieuwe farmaceutische producten. Vele antibiotica zijn afkomstig van bodemorganismen, zoals bvb. penicilline geïsoleerd uit de *Penicillium* bodemschimmel en streptomycine, afgeleid van een tropische bodembacterie. Gegeven dat de resistentie tegen antibiotica toeneemt, zal er steeds nood zijn aan nieuwe moleculen. De volksgezondheid heeft dus duidelijk baat bij een goede biologische bodemvruchtbaarheid (Turbé *et al.*, 2010).

### 6.2. Belanghebbenden

De ganse maatschappij heeft belang bij het behoud van de bodemvruchtbaarheid. Met toenemende bevolking en vermindering van de open ruimte, kunnen we ons geen landdegradatie verantwoord maken. Er bestaat heel wat speculaties over hoe de wereld zijn groeiende bevolking kan blijven voeden. De meeste stemmen erin overeen dat de verhoogde voedselvoorziening zal moeten komen van een betere productiviteit van het land maar zonder verdere landdegradatie. Dit vereist een goede kennis van de oorzaken van bodemdegradatie zodat efficiënte en geschikte maatregelen kunnen genomen worden. Helaas liggen meestal de onderliggende redenen voor bodemdegradatie bij de mens en zijn ze sociaal en economisch van aard (Syers *et al.*, 1997).

De vraag naar het behoud van bodemvruchtbaarheid in land - en bosbouw is de vraag naar een bodem die geschikt is voor land - of bosbouw die maximale gewasopbrengst toelaat bij minimale belasting van het milieu en minimaal gebruik van hulpmiddelen.

Ecologisch waardevolle graslanden en heiden vragen om een bodem die geschikt is voor het beoogde natuurtype waarbij het gaat om maximale biodiversiteit bij minimale belasting van het milieu en minimaal gebruik van hulpmiddelen.

Op Europees niveau wil men zoveel mogelijk inzetten op de natuurlijke recyclagemogelijkheden van het bodemsysteem om hoge productieniveaus te halen in zowel landbouw – als niet landbouw ecosystemen omdat de kostprijs van kunstmeststoffen de hoogte ingaat en de beschikbaarheid vermindert (bij voorbeeld van fosfaatmeststoffen, EASAC, 2009).

### 6.3. Belang van het effect

Het behoud van bodemvruchtbaarheid is essentieel om het welzijn en de welvaart van de mens naar de toekomst toe te garanderen. Er dient dus de nodige aandacht besteed te worden aan het beheer van de bodemvruchtbaarheid. Volgens de Europese bodemstrategie zijn er acht grote bedreigingen van de bodemkwaliteit in Europa: erosie, lokale en diffuse bodemverontreiniging, verlies van organische stof, verlies van biodiversiteit, bodemcompactie en andere fysische bodemdegradatie, verzilting, overstromingen en landverschuivingen en bodemafsluiting. Bodemerosie is één van de belangrijkste bodemdegradatieprocessen in Vlaanderen en wordt behandeld in een afzonderlijk ecosysteemdienstenhoofdstuk (Van der Biest *et al.*, 2014, dit rapport). Samen met het op peil houden van de organische stof, krijgen deze twee bodembedreigingen veel aandacht binnen het gemeenschappelijk landbouwbeleid. De bescherming van de bodem tegen verontreiniging wordt geregeld via het bodemdecreet. Hoewel deze maatregelen wijzen op het belang van het behoud van bodemvruchtbaarheid voor de maatschappij, wijst het ontbreken van een bodemverordening op Europees niveau op een gebrek aan Europese eensgezindheid rond hoe deze acht bodembedreigingen moeten aangepakt worden.

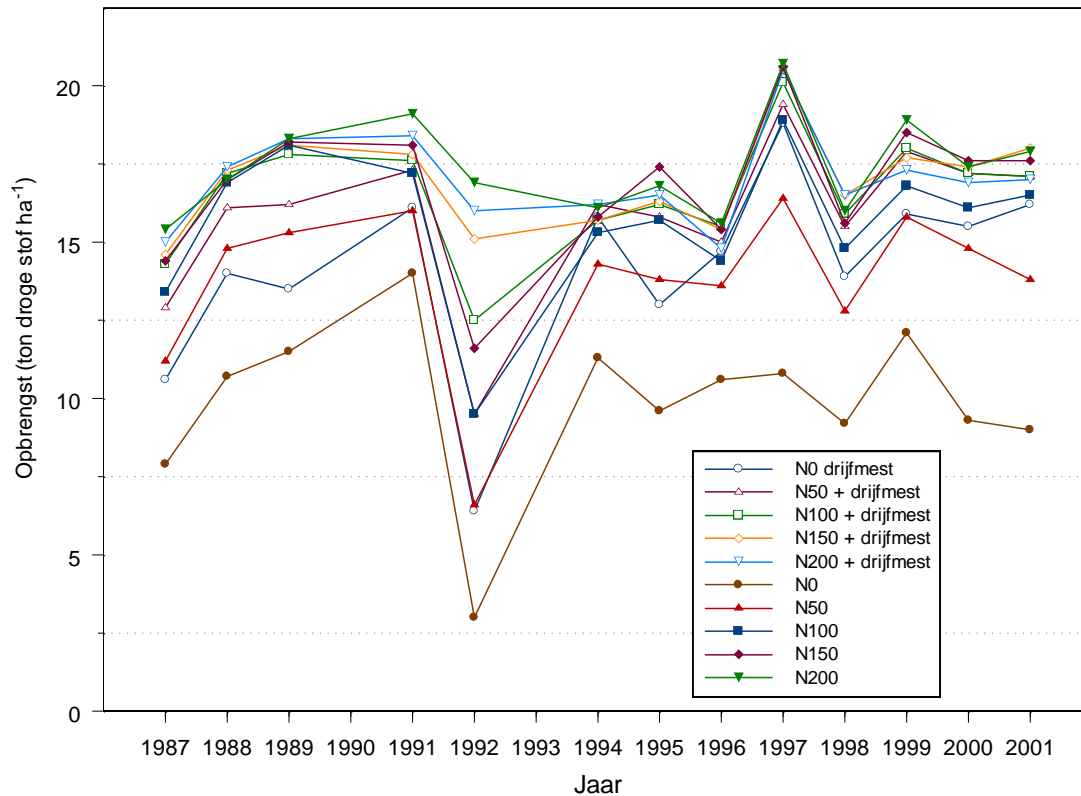
Tóth *et al.* (2007) stelden drie indexen op om het belang van de bodemkwaliteit op Europese schaal in te schatten: i) de bodemkwaliteitsindex om het vermogen uit te drukken van een bodem om ecosysteem – en sociale diensten te leveren, ii) een bodembedreigingsindex om het risiconiveau uit te drukken aan de welke een bodem is blootgesteld en iii) een bodemduurzaamheidsindex voor de vergelijking van de bodemkwaliteit over een gradiënt van drukken of verstoringen.

### 6.4. Inschatten welzijns effect

Men zou de efficiëntie van de input die men levert om de productie met enkele procenten te verhogen, kunnen afwegen t.o.v. de schade die men tegelijk berokkent aan andere ecosysteemdiensten. Vranken *et al.* (2013) toonden aan dat in Vlaanderen de toename aan aantrekkelijkheid van bossen en graslanden belangrijker was dan het verlies aan productiewaarde veroorzaakt door erosie en/of landverschuivingen. Liekens *et al.* (2010) werkten waarderingfuncties uit voor nutriëntenverwijdering en opslag van stikstof en fosfor. Mogelijk zou deze benadering kunnen gebruikt worden voor alle 14 elementen van belang voor plantproductie waar elk element een monetair belang krijgt in verhouding met de voedingsbehoefte van het betreffende gewas. El-Sadek *et al.* (2002) stelden vast dat de bodemvruchtbaarheid beter kon behouden worden (minder uitspoeling aan nitraten) op een productieniveau net beneden de maximale opbrengst indien de afstand tussen de drainagebuizen werd verhoogd. Zij wogen hier de kost af van de hogere prijs van de maïs tegenover de kost die de maatschappij ten last valt ten gevolge van de te hoge nitraatlast in het grondwater.

### 6.5. Empirische gegevens

Empirische gegevens waar het belang van het behoud van bodemvruchtbaarheid monetair wordt ingeschat voor Vlaanderen zijn echter (nog) niet beschikbaar. Op basis van bemestingsexperimenten, heeft men wel een goed inzicht in de meeropbrengst die men kan bekomen door het toevoegen van organische en/of kunstmeststoffen. Een voorbeeld hiervan is een lange termijn bemestingsexperiment door Nevens en Reheul (2005) van een quasi monocultuur van maïs op een zandleembodem (Figuur 24).



**Figuur 24.** Opbrengst (droge stof,  $\text{ton ha}^{-1}$ ) aan kuilmais met en zonder drijfmest aan verschillende gehalten aan minerale N meststof (naar Nevens en Reheul, 2005)

Zowel door het toedienen van drijfmest als door minerale N bemesting, neemt de opbrengst aan maïs enorm toe, hoewel niet onbeperkt. Zo daalt de opbrengst wanneer tegelijk een drijfmest ( $41.9 \text{ ton ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ) en  $200 \text{ kg}^{-1}$  aan minerale N meststof wordt toegediend. Dergelijke hoeveelheden mengmest toedienen kan echter niet meer volgens de mestwetgeving.

Hedlund (2012) trachtte te berekenen hoeveel de boer zou verdienen met het behoud i.p.v. met de uitputting van de bodemvruchtbaarheid. Het belangrijkste onderzochte aspect was de hoeveelheid koolstof in de bodem. Uit veldstudies op verschillende plaatsen in Europa werd berekend dat een stijging van ongeveer één procent koolstof in de bodem, tussen 200 en 300 euro per hectare extra zou opleveren voor de boeren.

## 7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik

### 7.1. Impact gebruik ESD op toekomstige levering van de ESD zelf

Het is duidelijk dat de mens de natuurlijke bodemvruchtbaarheid op een duurzame wijze dient te benutten. Het uitputten van de bodem kan een reeks van landdegradatieprocessen in gang zetten welke enorm veel inspanningen vergt om terug te herstellen. De uitdaging voor Vlaanderen in het beheer van de bodemvruchtbaarheid is enerzijds de hoeveelheid organische stof in de bodem op peil houden en anderzijds de concentraties nitraat en fosfaat in het oppervlakte – en grondwater verlagen (met respect voor de ecosysteemdienst 'regulatie waterkwaliteit'). Een optimaal organisch stofgehalte in de bodem zorgt voor vermindering van erosie, een sterke bodemstructuur, een rijk habitat voor organismen (biodiversiteit), een betere waterhuishouding, kan bijdragen tot een beter beheersbaar nitraatresidu in de bodem,...

In de Vlaamse landbouwgronden is er ten gevolge van het mestbeleid, volgend op de Europese Nitraatrichtlijn, een verminderde aanvoer van nutriënten sinds de jaren '90. Op basis van de huidige kennis en modellen en gegevens uit lange-termijn onderzoek, verwacht men geen negatieve effecten op de middellange termijn voor fosfaat. Men verwacht wel dat de aanscherping van de mestnormen tot een geringe daling van de organische stof in de bodem zal leiden (Rietra *et al.*, 2009). In Vlaanderen is het aandeel akkerland en weiland met koolstofgehaltes beneden de streefzone gestegen sinds 1989 (akkerland) en 1982 (weiland) (Maes *et al.*, 2012) door de invloed van bemesting, toenemende diepte en frequentie van bodembewerkingen en weidevernieuwing ([www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)). Om het organische stofgehalte in de bodem terug te verhogen, moet de landbouwer regelmatig extra organisch materiaal toedienen, omdat de oogstresten van de gewassen niet volstaan om de afbraak van de bodemorganische stof te compenseren. De recente toename in het gebruik van groenbedekkers, het inwerken van teeltresten, het toenemend areaal korrelmais en niet-kerende grondbewerking zou gedeeltelijk de recente trendbreuk, waarbij een stijging van de organische stof in zowel akker – als weiland werd vastgesteld, kunnen verklaren (Maes *et al.*, 2012). Voor weiland is er mogelijk de invloed van de beperkingen op scheuren van blijvende weiden sinds 2005. Een langere tijdsreeks van meting is echter nodig om deze trend ook hard te maken.

### 7.2. Impact van gebruik van de ESD op de huidige én toekomstige levering van andere ESD

Het behoud van de bodemvruchtbaarheid ondersteunt tal van andere ecosysteemdiensten zoals de producerende diensten (water, hout, voedsel en energiegewassen) en andere regulerende diensten (waterkwaliteit, luchtkwaliteit, geluid, erosierisico, overstromingsbescherming, stedelijk en globaal klimaat, bestuiving en plaagbestrijding) (Tabel 6).

**Tabel 6.** Overzicht van de effecten van maatregelen gericht op het behoud van de bodemvruchtbaarheid op de levering van andere ecosysteemdiensten

ESD	Effect (+/-/0)	Toelichting
<b>Producterende diensten</b>		
Voedselproductie	+	Goede bodemvruchtbaarheid geeft meer voedselopbrengst
Houtproductie	+	Goede bodemvruchtbaarheid geeft meer houtopbrengst
Productie van energiegewassen	+	Goede bodemvruchtbaarheid geeft meer energieopbrengst
Drinkwaterproductie	+	Bodembeheer gericht op behoud (fysische) bodemvruchtbaarheid verhoogt waterbergend vermogen van het ondiepe grondwater
Productie van wildbraad	0	
<b>Regulerende diensten</b>		
Regulatie van overstromingsrisico	van +	Een bodem met een goede bodemvruchtbaarheid is beter in staat zijn sponswerking te vervullen.
Regulatie van erosierisico	+	Een bodem met een goede fysische stabiliteit is minder gevoelig aan erosie.
Regulatie globaal klimaat	+	Bodems met een hoog organisch stof gehalte, stockeren in het algemeen ook meer koolstof.
Regulatie van waterkwaliteit	+/-	Een gebalanceerd gebruik van meststoffen komt de waterkwaliteit ten goede via een beperkte uitspoeling van nitraten en fosfaten naar het oppervlakte- en grondwater.
Regulatie van luchtkwaliteit	-	Bij de toediening van kunstmeststoffen kunnen emissies de luchtkwaliteit schaden.
Regulatie van geluid	0	
Bestuiving	0	Voor de biodiversiteit is het van belang dat ook de diversiteit van bodems in stand worden gehouden, onafhankelijk of ze nu een hoge of een lage bodemvruchtbaarheid vertonen
Natuurlijke plaagbestrijding	+	Een bodem met een goede biologische bodemvruchtbaarheid heeft vaak een beter ziekteverend vermogen.
Kustbescherming	0	
Ruimte voor buitenactiviteiten	0	

### 7.2.1. Voedselproductie

De chemische, fysische en biologische bodemvruchtbaarheid is fundamenteel voor de voorziening van voedingsstoffen, vocht en lucht van gewassen. Het niet behouden van de bodemvruchtbaarheid, m.a.w. bodemdegradatie, zal de voedselproductie verminderen. Er zijn dus sterke relaties tussen bodemvruchtbaarheid en voedselproductie (Powlson *et al.*, 2011) maar wat goed is voor het ene gewas, is niet per sé goed voor het andere gewas. Vroeger was de rol van de Vlaamse bodem in de voedselvoorziening voor de Vlaming ook groter dan nu. Enerzijds wordt het grootste deel van ons voedsel vanuit het buitenland geïmporteerd. Anderzijds zijn een aantal landbouwsystemen minder grondgebonden geworden (bvb. hydrocultuur, aardbeienteelt met beregening,...).



### **7.2.2. Houtproductie**

Opdat het bos hout zou kunnen leveren, hebben de bomen voor hun groei nood aan de levering van nutriënten die ze via hun wortels uit de bodem opnemen. Bodems met een gunstige vochtlevering, waterbergend vermogen, en mineralogische samenstelling kunnen een hogere productie garanderen. Verschillende boomsoorten, aangeplant met het oog op houtproductie, stellen verschillende eisen aan de bodemvruchtbaarheid. Een beuk groeit en ontwikkelt goed op een goed doorwortelbare, voedselrijke leem – of lösshoudende of enigszins kleihoudende bodem maar verdraagt geen snel uitdrogende bodem. Eiken, daarentegen, kunnen in leven blijven op arme, droge zandgronden en ontwikkelen zich het beste op zuurstofrijke, organische stof – en leemhoudende zandgronden met een regelmatige vochtvoorziening. Hun wortelstelsel wordt echter snel aangetast door wateroverlast. Populier stelt hoge eisen aan de bodemvruchtbaarheid. Te natte, te zure of verzopen bodems zijn niet geschikt. Grove den stelt weinig eisen aan de voedingstoestand van de bodem. Daardoor is de soort uitermate geschikt voor de arme, losse zandgronden maar een weinig bijmenging van klei en/of voldoende organische stof kan de productiviteit van de soort aanzienlijk verbeteren (De Vos, 2000).

Anderzijds slaan bossen nutriënten op in de bodem. Kaalslag van een bos zorgt ervoor dat er hout wordt geleverd maar daardoor zal het boscysteem tijdelijk geen nutriënten opslaan in de bodem maar eerder vrijstellen (Likens *et al.*, 1970).

### **7.2.3. Productie van energiegewassen**

De meeste energiegewassen, zowel één – als meerjarige teelten, stellen relatief hoge eisen aan de bodemvruchtbaarheid om een hoge biomassa-productie te garanderen. Houtachtige gewassen zoals populier en wilg geven de voorkeur aan niet zure, vochtige, lemige, zand -, leem – en kleigronden rijk aan organische stof (De Vos, 2000).

Bij de interactie tussen beide ESDs, duikt er een negatieve trade-off op. Ten behoeve van het behoud van bodemvruchtbaarheid, worden gewasresten best op het veld gelaten, eventueel ingeplougd of samen met organische meststoffen terug op het veld gebracht om zo de organische stof in de bodem op peil te houden of te verhogen. Op die manier is stro met zijn hoge C:N verhouding een interessante bodemverbeteraar. De keerzijde van de medaille, is dat deze biomassa niet meer beschikbaar is voor energieproductie (Weiser *et al.*, 2014).

### **7.2.4. Waterproductie**

De bodem vormt een essentiële schakel in de watercyclus omdat hij infiltratiemogelijkheden biedt of bepaalt waar water kan uitloggen of afstromen. Water infiltreert beter in een bodem met een goede kruimelige structuur ten gevolge van een hoge bodembiologische activiteit (Bardgett *et al.*, 2001) welke tevens de bodems zijn met een hoge bodemvruchtbaarheid. Ook de verdere percolatie van het water door de bodem wordt bevorderd door de aanwezigheid van de bodemaggregaten. Het inwerken van oogstresten helpt bij het op peil houden van de organische stof in de bodem en verhoogt tevens het waterbergende vermogen waardoor dan ook weer de gewassen gemakkelijker voedingsstoffen kunnen opnemen.

### **7.2.5. Regulatie van overstromingsrisico**

Water infiltreert beter in een bodem met een goede bodemstructuur, dus met een goede fysische structuur. Maatregelen die gericht zijn op de infiltratiecapaciteit en het waterbufferend vermogen van de bodem ten goede komen, onder andere het op peil houden van de organische stof, zorgen er dus ook voor dat piekafvoeren naar waterlopen worden afgetopt. Dit draagt bij tot een afname van wateroverlast en minder overstromingen. Deze sponswerking (Richardson & Siccama, 2000) ondersteunt bovendien andere bodemfuncties (vochtregulatie, bodemvruchtbaarheid, ziekteverend vermogen, weerstand tegen wind- en watererosie e.d.). Het waterbergend vermogen, dat vooral gekoppeld is aan aanwezigheid van organische bodembestanddelen, is in zowel akkerland als weiland in de afgelopen decennia sterk aangetast.

### **7.2.6. Regulatie van erosierisico**

Een bodem met een goede fysische structuur en aggregaatstabiliteit, vertoont ook meer weerstand tegen erosie zoals watererosie aan de oppervlakte van een hellende akker of tegen bewerkingserosie. Gewassen die tussen de hoofdteelten in worden gezaaid ter bevordering van de bodemvruchtbaarheid (groenbedekkers) houden de bodem bedekt en beschermen de bodem dus ook tegen erosie.

### **7.2.7. Regulatie van het klimaat**

Zoals reeds eerder aangetoond in dit hoofdstuk gaat een goed behoud van bodemvruchtbaarheid meestal hand in hand met een relatief hoog gehalte aan organisch stof. Dit is alvast geldig voor de minerale bodems. Echte organische bodems, zoals veengronden, kennen vaak een zuurstofgebrek dat aan de oorzaak ligt van een slechte afbraak van organisch materiaal. Deze bodems zijn vanuit het standpunt van de bodemvruchtbaarheid niet interessant; voor de opslag van koolstof echter wel. Aan de andere kunnen deze waterverzadigde bodems dan weer een belangrijke bron zijn van andere broeikasgassen (o.a. methaan, Van den Pol-van Dasselaar *et al.*, 1999). Wanneer deze bodems gedraineerd en bewerkt worden, stelt men vaak een verhoogde emissie van koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>) en lachgas (N<sub>2</sub>O) vast (Langeveld *et al.*, 1997; Jungkunst *et al.*, 2008; Berglund & Berglund, 2011).

Beheersmaatregelen gericht op het behoud en bevorderen van de bodemvruchtbaarheid hebben echter niet steeds een positieve invloed op de regulatie van het globaal klimaat. Bij bemesting met stikstofhoudende meststoffen, worden er stikstofoxiden aan de lucht vrijgesteld (Sutton *et al.* 2011), een belangrijk broeikasgas.

Niet kerende-bodembewerking is positief vanuit het agrarisch oogpunt om het gehalte aan organische stof in de toplaag te verhogen en de bodemstructuur te verbeteren. Qua emissie van broeikasgassen, valt de balans minder positief en mogelijk negatief uit vanwege de toename van lachgas (N<sub>2</sub>O) en stikstofmonoxide (NO) ten opzichte van conventionele bodembewerking (Six *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2005; Dendooven *et al.*, 2012a, 2012b). De onzekerheden naar het netto-effect zijn echter groot en kunnen sterk variëren afhankelijk van de klimaats- en weersomstandigheden. Zo zou zware neerslag op een niet losgewerkte bodem net na een stikstofbemesting tot een verhoogde NO en N<sub>2</sub>O emissie kunnen leiden (Ball *et al.*, 1999).

### **7.2.8. Regulatie waterkwaliteit**

Verschillende landbouwpraktijken gericht op het behoud van de bodemvruchtbaarheid komen ook de regulatie van waterkwaliteit ten goede. Het inzaaien van groenbedekkers en zorgvuldig beheer met vruchtwisseling vermindert de uitspoeling van nutriënten tussen gewasrotaties (Askegaard *et al.*, 2005; Hansen *et al.*, 2007; Faber *et al.*, 2009). Het tegengaan van het verlies van de vruchtbare toplaag door watererosie, zorgt voor een verminderde modderlast in het oppervlaktewater. Het gebruik van organisch meststoffen (compost, stalmest) en het toepassen van biologische plaagbestrijding beperken het kunstmest- en pesticidegebruik, met als gevolg een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater. Daardoor hoeven er ook minder kosten gemaakt te worden voor het handhaven van de waterkwaliteit.

### **7.2.9. Regulatie luchtkwaliteit**

Wil men duurzaam gebruik maken van de chemische bodemvruchtbaarheid van de bodem, moeten de nutriënten die onttrokken worden aan de bodem, ook op één of andere manier opnieuw worden aangevoerd. De toedieningswijze van verschillende bemestingsvormen (zoals kunstmeststoffen en drijfmest) kunnen echter een belasting voor de luchtkwaliteit vormen (Galloway *et al.*, 2008). Hoewel de emissies vanuit de landbouw enorm zijn gedaald (daling van 53 naar 7 vermistingsequivalenten tussen 1990 en 2009; [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)), is de landbouw nog steeds verantwoordelijk voor 51 % van de vermistende emissies van N en P in Vlaanderen, voornamelijk afkomstig van de intensieve veeteelt. Men heeft deze daling kunnen realiseren via een vermindering van het aantal dieren (varkens, rundvee en pluimvee), een lagere stikstofinhoud van het voeder, een dalend kunstmestgebruik, hogere gewasopbrengsten, stijgende mestverwerking en het aanwenden van emissie-arme bemestingstechnieken.

### **7.2.10. Bestuiving**

Bepaalde solitaire bijensoorten zoeken voor hun nesten open, zonnige gronden die niet te sterk doorworteld zijn (dus vaak juist gronden met een lage bodemvruchtbaarheid). Op schrale gronden kan dit tussen gras zijn. Ook hommels kunnen nesten in de grond maken (Natuurpunt, 2012).

### **7.2.11. Natuurlijke plaagbestrijding**

Een belangrijke manier waardoor een bodem ziekteverwendend vermogen kan verwerven, is wanneer pathogenen door de aanwezigheid van een algemene concurrentie om voedingsstoffen (bodemfungistasis), predatie en parasitisme, geen kans krijgen. Dit treedt op in bodems met een hoge microbiële activiteit en diversiteit (Wu *et al.*, 2008; Bonanomi *et al.*, 2013). Het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen kan de microbiële gemeenschap zodanig verstoren dat pathogenen

enige tijd na de behandeling juist toenemen (o.a. Lamers & Westdijk, 2005; van Bruggen *et al.*, 2006). Het selectieve karakter van biologische plaagbestrijding komt ook ten goede voor het behoud van de natuurlijke bodemvruchtbaarheid omdat pesticiden aselectief ook de goede bodemorganismen schade kunnen. In landbouw gaat het beheer van bodemvruchtbaarheid en plaagbestrijding vaak hand in hand (Altieri & Nicholls, 2003). Bodems met een hoog organische stofgehalte en een actieve bodembioïologie vertonen een goede bodemvruchtbaarheid en een complexe voedselketen welke het uitgroeien tot een plaag van een bepaalde aantasting in de weg staat. Daarnaast toont onderzoek aan dat het toedienen van overmatige N kunstmeststoffen – in tegenstelling tot organische meststoffen – de gevoeligheid van planten aan insectenvraat kan verhogen (Altieri & Nicholls, 2003) door de verhoogde N concentratie in het blad van het gewas.

### **7.3. Impact vraag en gebruik van de ecosysteemdienst op diensten elders in de wereld**

Rechtstreekse gegevens van de Vlaamse vraag naar behoud van bodemvruchtbaarheid buiten Vlaanderen zijn niet beschikbaar. Onrechtstreeks zit deze vraag voornamelijk verval in de levering van de producerende ecosysteemdiensten (voedsel, vezel, hout, energie,...). Zowel de vraag vanuit Vlaanderen naar voedsel-, voeder-, energie – en houtige gewassen is groter dan het aanbod binnen Vlaanderen. Voor meer informatie, verwijzen we dan ook graag naar de betreffende ESD hoofdstukken.

Een schoolvoorbeeld hoe de Europese (inclusief de Vlaamse) markt een negatieve invloed heeft op het behoud van de bodemvruchtbaarheid elders in de wereld is de productie van soja na ontbossing van grote delen van de Cerrado in Brazilië ten behoeve van de veeteelt in onze streken. In Vlaanderen hebben we een hoge dichtheid van niet-grondgebonden intensieve varkensteelt. De binnenlandse productie van voedergrassen is onvoldoende en moet aangevuld worden met eiwitrijk voeder zoals soja. De Europese Unie importeert jaarlijks 39 miljoen ton soja, waarvan 20 miljoen ton uit Brazilië (Watté, 2013). Naast de vernietiging van de biodiversiteit (Ratter *et al.* 1997), betekent dit tevens een aanslag op de Braziliaanse bodemvruchtbaarheid en andere ecosysteemdiensten. Daarnaast worden de bodems in West-Europa steeds rijker door input van nutriënten vanuit het buitenland. Hierdoor ontstaan "onduurzaamheidsspiralen": in de arme spiraal wordt door uitputting de bodem steeds minder productief en door ontginning de omgeving vervuild, en in de rijke spiraal worden door overmatige inzet van hulpmiddelen bodemfuncties aangetast en de omgeving eveneens verontreinigd (van Beek en Smit, 2009).

### **7.4. Link met de natuurlijk-technologische gradiënt**

In het behoud van bodemvruchtbaarheid draait de natuurlijk-technologische gradiënt rond het openbreken van een gesloten naar een open nutriëntencyclus. In extensieve landbouwsystemen speelt het natuurlijk herstel van de bodem een relatief grotere rol in vergelijking met intensieve landbouwsystemen, waar de bodem onvoldoende tijd krijgt om na de oogst te herstellen. Het menselijk ingrijpen op de N cyclus (Figuur 4) via o.a. de toediening van N als meststof in de landbouw, heeft een enorme cascade van reactieve N doorheen de verschillende ecosystemen met zich meegebracht (Galloway *et al.*, 2003). In afwezigheid van de mens werd er jaarlijks slechts een 0.5 kg.ha<sup>-1</sup>.jaar<sup>-1</sup> afgezet via depositie vanuit de lucht. Ondanks zware inspanningen sinds de jaren negentig, bedroeg in 2010 de gemiddelde N depositie in Vlaanderen nog steeds 25 kg.ha<sup>-1</sup> (www.milieurapport.be). De mediane kritische lastwaarde voor de meest kwetsbare ecosystemen zoals heide, naaldbos en loofbos bedraagt 11, 10 en 15 kg N.ha<sup>-1</sup> en worden dus ruimschoots overschreden.

### **7.5. Limieten en voorwaarden voor gebruik van deze dienst**

Het is juist via de interactie met andere ecosysteemdiensten dat een oordeelkundig gebruik van de bodemvruchtbaarheid van enorm belang is. Zo is de bodem van belang voor de regulatie van het globaal klimaat omdat de totaal koolstofvoorraad in de bodem drie keer zo groot is dan de voorraad in de bovengrondse biomassa en ongeveer twee keer zo groot dan in de atmosfeer (Blum, 2005). Dus de buffering, filtering, transformatie – en opslagcapaciteiten van de bodem moeten gevrijwaard blijven. De capaciteiten van de bodem zijn echter afhankelijk van een aantal intrinsieke bodemeigenschappen die mens niet kan veranderen (bvb. textuur) en vormen op die manier randvoorwaarden of limieten waarbinnen de mens zich moet houden.

Daarnaast zijn vele degradatieprocessen (m.a.w. het niet behouden van de bodemvruchtbaarheid) grotendeels onomkeerbaar. Sterke verzuring, vervuiling door zware metalen, verzilting,

alkalinisatie, depositie,... zijn niet via natuurlijke processen of technische herstelmaatregelen binnen een redelijke tijdspanne (bvb. 100 jaar) om te keren. Enkel bepaalde degradatieprocessen zoals oppervlakkige bodemcompactie of vervuiling door biodegradeerbare organische polluenten kunnen als omkeerbaar beschouwd worden (Blum, 2005).

## 7.6. Vergroten van positieve en verkleinen van negatieve impacts

Globaal stelt zich de nood meer voedsel te produceren op dezelfde oppervlakte maar met een verminderde impact op de omgeving. Deze trend noemt men 'duurzame intensivering' (Godfray et al., 2010). Enerzijds worden high-tech mogelijkheden onderzocht zoals verdere technologische modernisering via precisielandbouw en GGO's (verhogen van de efficiëntie van inputs). Anderzijds is er de ontwikkeling van de eco(logische) intensivering, waarbij gestreefd wordt naar minimale inputs door beter benutten van ecoysteemprocessen.

Precisielandbouw is een geavanceerde vorm van landbouwmechanisatie, waarbij planten en dieren heel nauwkeurig die behandeling krijgen die ze nodig hebben. Het grote verschil met de huidige landbouw is dat deze landbouw per veld bepaalt wat er gebeurt terwijl bij precisielandbouw ongeveer per vierkante meter de behoefte bepaald kan worden (gebruik makend van GPS en computers op de trekker). In de akkerbouw houdt dit in om met zo min mogelijk kunstmest en gewasbeschermingsmiddelen een maximale, homogene kwaliteit en opbrengst te bereiken. In de precisielandbouw staat de efficiëntie van de externe inputs centraal. Het nadeel hier is de hoge kost voor de inwinning van de bodemgegevens welke een zeer hoge ruimtelijke variabiliteit kennen. Niet invasieve technieken (zoals electromagnetische inductie, infrarood spectroscopie,...) bieden naar de toekomst mogelijk antwoord op deze informatievragen (Maleki et al., 2006; Mouazen et al., 2007; Du & Zhou, 2009; Saey et al., 2009; Van Meirvenne et al., 2013).

En ander kennisdomein is de agro-ecologie, die de interacties van de landbouw met het ecologisch systeem bestudeert (Altieri, 1989). Het beschouwt landbouwmethodes waarbij meer gebruik gemaakt wordt van natuurlijke processen (dus de ecosysteemdiensten) en waar de afhankelijkheid van externe input daalt, zonder dat daarbij de opbrengst te sterk vermindert. Landbouwsystemen zoals de agro-ecologische landbouw proberen meer duurzaam te werken door de kringlopen te sluiten en overschotten te vermijden. Ze beperken de externe inputs zoals chemische gewasbeschermingsmiddelen en kunstmeststoffen. Op die manier proberen ze de nadelige effecten van de landbouwpraktijken op het milieu te minimaliseren. Bovendien beperken zij het gebruik van organische meststoffen tot de draagkracht van het landbouwbedrijf en maken zij gebruik van vruchtwisseling, groenbemesters en boerderijcompost. Belangrijke agro-ecologische technieken zijn geïntegreerde gewasbescherming (Integrated Pest Management = IPM), boslandbouw, biologische landbouw en duurzaam bodembeheer.

Integrated Pest Management (IPM) betekent dat alle mogelijke gewasbeschermingstechnieken tegen elkaar worden afgewogen om vervolgens de geschikte maatregelen te integreren. Het is de bedoeling de ontwikkeling van hoge aantallen in de populatie van de ziekteverwekker te ontmoedigen en het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen en andere interventies te beperken tot een niveau dat economisch verantwoord is en het risico op de volksgezondheid en de omgeving minimaliseert. IPM legt de nadruk op de groei van een gezond gewas waar zo weinig mogelijk wordt ingegrepen in het agro-ecosysteem en moedigt het gebruik van natuurlijke bestrijdingsmiddelen aan (FAO). Vanaf 1 januari 2014 is IPM verplicht binnen het nieuwe GLB.

Boslandbouw of agroforestry is een verzamelnaam voor landbouwsystemen waarbij houtige meerjarige gewassen bewust gebruikt worden op hetzelfde perceel als landbouwgewassen en/of -dieren, door ze ruimtelijk te combineren, na elkaar te laten volgen, ofwel beide. In agroforestry systemen zijn er zowel ecologische als economische interacties tussen de bomen en andere delen van het systeem. Al naargelang de combinatie die gemaakt wordt, kunnen verschillende soorten agroforestry onderscheiden worden. In Vlaamse context kunnen vooral 'silviculturele' en 'silvopastorale' agroforestry van belang zijn. In de silviculturele agroforestry worden bomen in rijen aangeplant in combinatie met éénjarige gewassen of korte omlooptussenteelten. In silvopastorale agroforestry komen bomen voor in combinatie met (pluim-, klein- of groot) vee (www.wervel.be). Het voordeel naar het behoud van bodemvruchtbaarheid toe, is enerzijds dat er ondergronds een diepere wortelontwikkeling is waardoor de bodem vollediger wordt benut en de verliezen naar het grondwater toe worden beperkt. Anderzijds vormt boslandbouw een mogelijke maatregel in de bestrijding van erosie en bevordert het zo het behoud van de vruchtbare top laag. Het is ook een maatregel om de organische stof in de bodem te verhogen. Het PDOP voorziet een éénmalige subsidie voor de aanplant van een boslandbouwsysteem op landbouwgrond sinds het najaar van 2013.

De biologische landbouw kan als een wettelijk erkende vorm van agro-ecologische landbouw gezien worden. Het is een landbouwproductiemethode met veel aandacht voor de natuurlijke kringloop in alle verschillende stappen van de voedselproductie. Bodemvruchtbaarheid, een ruime vruchtwisseling en organische bemesting zijn typische kenmerken. In de veeteelt ligt de nadruk op dierenwelzijn, preventieve gezondheidszorg en biologisch geteeld veevoeder (Van Huylenbroeck *et al.*, 2005). Hierdoor worden in de biologische productiemethoden geen chemische bestrijdingsmiddelen, kunstmest of genetisch gewijzigde organismen gebruikt. Deze bepalingen zijn wettelijk vastgelegd. De biologische landbouw is de voortrekker van milieuvriendelijke landbouwmethoden. De bodemvruchtbaarheid wordt behouden door een ruime vruchtafwisseling en het gebruik van groenbedekkers en organische bemesting. Synthetische, chemische bestrijdingsmiddelen, kunstmest, voeder met groeistimulatoren of antibiotica en genetisch gewijzigde organismen zijn verboden. Dit heeft positieve effecten naar waterkwaliteit, biodiversiteit en bodemvruchtbaarheid. Het evenwicht tussen dierlijke en plantaardige productie wordt in stand gehouden door de veebezetting te beperken. De biologische landbouw zorgt in feite voor een internalisatie van de kosten. Een andere keerzijde van de medaille is een productieverlaging van gemiddelde 20 % (Birkhofer *et al.*, 2008; Mäder *et al.*, 2002). Beide effecten maken dus dat consument meer betaalt aan de kassa

In het duurzaam bodembeheer ligt de focus op de bodembewerking en het beheer van de organische stof (Govaerts *et al.*, 2009). De bodembewerking is erop gericht onkruid-, ziekte en plaagdruk te minimaliseren, de nutriënten op een optimale manier te benutten en een optimale verhouding tussen lucht en water tot stand te brengen zodat de opbrengst en de gewaskwaliteit gegarandeerd worden. Teeltrotatie met inbegrip van groenbedekkers, mest en de inzet van gewasbeschermingsmiddelen hebben allen een impact op de aanvoer van organische stof en maken allen deel uit van het duurzaam bodembeheer (De Cock & Van Waes, 2013).

Zoals reeds vermeld, kan compost van waarde zijn voor akker- en tuinbouwers die zoeken naar duurzame instandhouding van de bodemvruchtbaarheid. Lange-termijn composteringsproeven van het gebruik van compost tonen talrijke voordelen aan (D'Hose *et al.*, 2012a, 2012b, 2014; Elsen & Vandermersch, 2013). De toepassing ervan is echter niet steeds vanzelfsprekend door de variabele kwaliteit en de waarde van de compost (Reubens *et al.*, 2013). De stijging van het OC gehalte in de bodem hangt af van de kwaliteit en de stabiliteit van het toegediende vers organische materiaal. Een maat voor de stabiliteit is de humificatiecoëfficiënt, die de fractie van OC weergeeft die na één jaar nog aanwezig is in de bodem. Dus oogstresten, groenbemesters, organische meststoffen en bodemverbeteraars met een hoge humificatiecoëfficiënt (bvb. compost) voeren meer 'effectieve' koolstof aan dan die met een lage humificatiecoëfficiënt (bvb. oogstresten van sla, prei) (ALBON, 2009).

## 8. Kennislacunes

Er is nood aan een monitoring van zowel chemische, fysische als biologische bodemvruchtbaarheidsparameters om de status en de trends van de ecosysteemdienst in Vlaanderen in te schatten. Bij een verkennende workshop in Schotland concludeerden Aalders *et al.* (2009) dat het organische koolstofgehalte in de toplaag als belangrijkste indicator voor de evolutie van de bodemkwaliteit kan beschouwd worden (Tabel 7). In Nederland selecteerde een panel bodemexperten de belangrijkste indicatoren voor zowel de chemische, fysische als biologische bodemvruchtbaarheid voor twee ecosystemen op zandgrond nl. melkveehouderij en halfnatuurlijke graslanden (Rutgers *et al.*, 2005; Tabel 8).

**Tabel 7.** De vijf belangrijkste indicatoren voor bodemkwaliteit in een lange termijn monitoring programma (Schotland, Aalders *et al.*, 2009)

Indicator voor bodemkwaliteit	Methode	Rangorde
<b>Organische koolstof in de toplaag (%)</b>	Total organic carbon analyser (TOC)	1
	Walkley-Black methode	2
	Gloeiverlies (Loss-on-ignition, LOI)	
<b>Bodem pH in de toplaag</b>	In water en CaCl <sub>2</sub>	3
<b>Voorraad organische koolstof (t.ha<sup>-1</sup>) in de toplaag</b>	Berekend	
<b>C:N verhouding</b>		
<b>Schatting van de totale BOS voorraad</b>	Berekend	4
<b>Totaal gehalte aan Cu, Ni, Zn, Cr</b>	ICP-AES meting	5
<b>Structuur en biomassa microbiële gemeenschap</b>	Phospholipid fatty acids (PLFA)	

**Tabel 8.** De meest relevante indicatoren voor de chemische, fysische en biologische bodemvruchtbaarheid geselecteerd door een panel van bodemexperten (Rutgers *et al.*, 2005; Smit *et al.*, 2012)

Chemische bodemvruchtbaarheid (nutriëntenstatus)	Fysische bodemvruchtbaarheid (bodemstructuur)	Biologische bodemvruchtbaarheid (weerbaarheid)
Microbiële biomassa en activiteit	Biomassa en diversiteit de van regenwormgemeenschap	Diversiteit van bodem(micro)organismen
Concentratie van OS	Concentratie van OS	Gemeenschap van parasitaire nematoden
Totale N concentratie	Relatief oppte aan grasland	Diversiteit van vegetatie
Potentiële N mineralisatie	Schijnbaar soortelijk gewicht	Teeltrotatie
C/N ratio van de OS	Teeltrotatie	Mycorrhiza

Hoewel verschillende bodemvruchtbaarheidsindicatoren ontwikkeld zijn ten behoeve van gewasproductie, is de kennis betreffende optimaal bereik en (kritische) grenswaarden nog onvoldoende gekend in de niet – landbouwsystemen. Eveneens dringt een aanvulling van de Belgische bodemkaart met de bodemgegevens van de militaire domeinen zicht op.

De wetenschappelijke kennis van het belang van de bodemorganismen en het effect van hun diversiteit op het behoud van bodemvruchtbaarheid is nog ondermaats (Barrios, 2007; Velthof *et*



*al.*, 2011). Bij de intensivering van de landbouw heeft het landbouwkundig onderzoek relatief weinig aandacht besteed aan de rol van de bodemorganismen omdat men de regulerende processen waar de bodemorganismen voor instaan is gaan vervangen door menselijke inputs zoals bodembewerking om de bodemstructuur te verbeteren, toevoegen van meststoffen om nutriënten te leveren, gewasbeschermingsmiddelen om ziekten te bestrijden,... Pas later is men gaan stilstaan bij de beperkte duurzaamheid van deze intensieve landbouwpraktijken en begon de nood te groeien om het belang van de bodembiota in de levering van de bodemvruchtbaarheid uit te diepen. Het is pas na het Verdrag van Rio de Janeiro inzake de biologische diversiteit in 1992 dat men meer aandacht is gaan besteden aan de bron van de bodembiodiversiteit. Rahmann (2011) toont aan dat de biologische landbouw beter is voor het behoud van de algemene biodiversiteit maar eigenlijk is er nog weinig geweten over het behoud van de bodembiodiversiteit of de biodiversiteit van de invertebraten in de bodem.

Het effect van klimaatwijziging op de bodembiodiversiteit vormt een grote lacune in de huidige wetenschappelijk kennis (Swift *et al.*, 1998). Onderzoek in extreme klimatologische omstandigheden laat uitschijnen dat een toename in de gemiddelde temperatuur leidt tot een toename in het aantal bacteriën, nematoden en fungi maar tot een afname in de biodiversiteit. Eén reden hiervoor is dat de klimaatmodellen onvoldoende nauwkeurigheid bieden om lokale veranderingen in bodemvocht, organische stof gehalte in de bodem te kunnen inschatten (Roelandt *et al.*, 2007). Anderzijds is ook de kennis betreffende de grote biologische en functionele diversiteit in de bodem en de complexiteit van de ecologische interacties nog ontoereikend (Swift *et al.*, 1998; Barrios, 2007).

Hoewel studies die het effect van genetisch gewijzigde organismen (GGO's) op de bodemmicro-organismen bestuderen, geen duidelijk negatieve effecten aantonen, wil dit niet zeggen dat er geen negatieve effecten kunnen zijn. De moeilijkheid ligt voornamelijk in het gebrek aan criteria om een effect als schadelijk voor het milieu te benoemen (Sanvido *et al.*, 2012) en dus verdere studies en een aangepaste monitoring in dit onderzoeksgebied zijn absoluut gewenst (Smit *et al.*, 2012).

Vermits de ESD sterke interacties vertoont met andere ecosysteemdiensten is het belangrijk dat de richtlijnen betreffende bodem, water en lucht op elkaar afgestemd worden. Zo bestaan er bij voorbeeld al wel terugkoppelingen tussen erosiebeschermingsmaatregelen en de Nitraatrichtlijn waarbij de inzaai van groenbedekkers onmiddellijk na de oogst van het hoofdgewas gestimuleerd wordt om nitraatuitspoeling te vermijden. Alle beleidsdomeinen die te maken hebben met bodemvruchtbaarheid zouden ook aan elkaar gelinkt moeten worden om zodoende de impact van de verschillende beleidsstrategieën op elkaar na te gaan.

## Lectoren

*De lectoren hebben de ontwerptekst van dit rapport kritisch nagelezen en advies gegeven over de inhoudelijke onderbouwing. Deze rol houdt niet in dat de lectoren het volledig eens zijn met de inhoud van de uiteindelijke tekst.*

**Joost Salomez, Katrien Oorts**, Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen (ALBON) van het departement Leefmilieu, Natuur en Energie

**Greet Ruyschaert**, ILVO, eenheid Plant

**An Jamart**, BioForum

**Annemie Elsen**, Bodemkundige Dienst van België, Onderzoek & Studies

**Ludo Vanongeval**, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid, departement Leefmilieu, Natuur en Energie

**Lon Lommaert**, INBO

**Toon De keukelaere**, Boerenbond

## Referenties

- Aalders, I., Hough, R.L., Towers, W., Black, H.I.J., Ball, B.C., Griffiths, B.S., Hopkins, D.W., Lilly, A., McKenzie, B.M., Rees, R.M., Sinclair, A., Watson, C., Campbell, C.D., 2009. Considerations for Scottish soil monitoring in the European context. *European Journal of Soil Science* 60, 833-843.
- AGIV (Agentschap voor Geografische Informatie). 2010. Digitale Boswijzer Vlaanderen 2010. In Opdracht van Agentschap Natuur en Bos.
- Ainsworth, E.A. & Long, S.P. 2005. What have we learned from 15 years of free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO<sub>2</sub>. *New Phytologist*, 165, 351-372.
- Alakukku, L., P. Weisskopf, W.C.T. Chamen, F.G.J. Tjink, J.P. van der Linden, S. Pires, Sommer, C. & Spoor, G. 2003. Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review. Part 1. Machine/soil interactions. *Soil and Tillage Research* 73, 145-160.
- ALBON, 2009. Organische stof in de bodem: sleutel tot bodemvruchtbaarheid, LNE, Brussel.
- ALBON, 2010. Wegwijzer doorheen het Erosiebesluit. Besluit van de Vlaamse Regering van 8 mei 2009 betreffende de erosiebestrijding, gewijzigd bij het besluit van de Vlaamse Regering van 26 februari 2010. Subsidies aan gemeenten door kleinschalige erosiebestrijdingsinstrumenten en -maatregelen. LNE, Brussel.
- ALBON, 2011. Erosie in Vlaanderen. Samen werk maken van erosiebestrijding, LNE, Brussel. 43 p.
- Altieri, M.A. 1989. Agroecology: A new research and development paradigm for world agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 27, 37-46.
- Altieri, M.A. & Nicholls, C.I. 2003. Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. *Soil and Tillage Research*, 72, 203-211.
- ALV (Agentschap Landbouw en Visserij), afdeling Markt- en Inkomensbeheer (MIB). 2013. De randvoorwaarden in het gemeenschappelijk landbouwbeleid, Voorlichtingsbrochure, versie 01.03. MIB, ALV, Brussel.
- Ampoorter, E., Van Nevel, L., De Vos, B. Hermy, M., Verheyen, K. 2010. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction, *Forest Ecology and Management* 260, 1664-1676.
- Aragón, R., Montti, L., Ayup, M.M. & Fernández, R. 2013. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. *Acta Oecologica*.
- Ashton, I.W., Hyatt, L.A., Howe, K.M., Gurevitch, J. & Lerdau, M.T. 2005. Invasive Species Accelerate Decomposition and Litter Nitrogen Loss in a Mixed Deciduous Forest. *Ecological Applications*, 15, 1263-1272.
- Askegaard, M., Olesen, J.E. & Kristensen, K. 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management*, 21, 181-188.
- Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D. & Rothe, A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. For. Sci.*, 59, 233-253.
- Baeten, L., Bauwens, B., De Schrijver, A., De Keersmaeker, L., Van Calster, H., Vandekerckhove, K. et al. 2009. Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science*, 12, 187-197.
- Bakker M.M., Govers G. & Rounsevell M.D.A. 2004. The crop productivity-erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena*, 57, 55-76.
- Ball, B.C., Scott, A. & Parker, J.P. 1999. Field N(2)O, CO(2) and CH(4) fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research* 53, 29-39.
- Bardgett, R.D., Anderson, J.M., Behan-Pelletier, V., Brussaard, L., Coleman, D.C., Ettema, C. Moldenke, A., Schimel, J.P. and Wall, D.H. 2001. The Influence of Soil Biodiversity on Hydrological Pathways and the Transfer of Materials between Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*, 4, 421-429.
- Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64, 269-285.

- Batey, T. 2009. Soil compaction and soil management – a review. *Soil Use and Management*, 25, 335-345.
- Bedini, S., Avio, L., Argese, E. & Giovannetti, M. 2007. Effects of long-term land use on arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120, 463-466.
- Bergkvist, B.O. 1987. Leaching of metals from forest soils as influenced by tree species and management. *Forest Ecology and Management*, 22, 29-56.
- Berglund, Ö. & Berglund, K. 2011. Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 923-931.
- Birkhofer, K., Bezemer, T.M., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D. et al. 2008. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2297-2308.
- Blum, W.H. 2005. Functions of Soil for Society and the Environment. *Rev Environ Sci Biotechnol*, 4, 75-79.
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P. (Eds.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout 23 – 25 June 2010.
- Bomans, K., Dewaelheyns, V., & Gulinck, H. 2011. The spatial importance of gardens: a regional perspective. In Dewaelheyns, V., Bomans, K. & Gulinck H. (Eds.), *The Powerful Garden. Emerging views on the garden complex* (pp. 69–84). Antwerp:Garant Publishers.
- Bonomi, G., Gaglione, S.A., Incerti, G. & Zoina, A. 2013. Biochemical quality of organic amendments affects soil fungistasis. *Applied Soil Ecology*, 72, 135-142.
- Bos, M. & Zanen, M. 2011. Indicatoren voor functionele agrobiodiversiteit (FAB) in de bodem. BODEMBREED INTERREG. Rapport/Literatuurstudie. 31 pp.
- Bouwman, L.A. & Arts, W.B.M., 2000. Effects of soil compaction on the relationships between nematodes, grass production and soil physical properties. *Applied Soil Ecology* 14, 213-222.
- Brady, N.C. 1990. *The nature and properties of soils*. Macmillan Publishing Company
- Breland, T.A. & Hansen, S. 1996. Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 655-663.
- Bronick, C.J. & Lal, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.
- CDB, 2003. Besluit van de Vlaamse regering van 27 juni 2003 tot vaststelling van de criteria voor duurzaam bosbeheer voor bossen gelegen in het Vlaamse Gewest. Belgisch staatsblad van 10/09/2003.
- Ceulemans, T., Hens, M., Honnay, O. & Merckx, R. 2009. Vermesting en soortenrijkdom in heischrale graslanden. *Natuur.focus* 8, 90 -95.
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M. & Honnay, O. 2013. Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography*, 22, 73-82.
- Ceulemans, T., Roeland, M., Hens, M. & Honnay, O. 2011. A trait-based analysis of the role of phosphorus vs. nitrogen enrichment in plant species loss across North-west European grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1155-1163.
- Chan, K. 2011. Climate Change on Soil Structure and Soil Health: Impacts and Adaptation. In: *Soil Health and Climate Change*. Singh, B.P., Cowie, A.L. & Chan, K.Y. (eds). Springer Berlin Heidelberg, pp. 49-67.
- Chan, K.Y. & Mullins, C.E. 1994. Slaking characteristics of some Australian and British soils. *European Journal of Soil Science*, 45, 273-283.
- Chardon, W.J. 2008. *Uitmijnen of afgraven van voormalige landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling. Een studie in het kader van 'bodemdiensten.'* Wageningen, Alterra, Alterra Rapporten 1683, 25 p.
- Chardon, W.J. & Schoumans, O.F. 2007. Soil texture effects on the transport of phosphorus from agricultural land in river deltas of Northern Belgium, The Netherlands and North-West Germany. *Soil Use and Management*, 23, 16-24.

- Cluzeau, D., Guernion, M., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Villenave, C., Cortet, J. et al. 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology*, 49, 63-72.
- Cole, L., Buckland, S.M. & Bardgett, R.D., 2005. Relating microarthropod community structure and diversity to soil fertility manipulations in temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 1707-1717.
- Cole, L., Buckland, S.M. & Bardgett, R.D., 2008. Influence of disturbance and nitrogen addition on plant and soil animal diversity in grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 505-514.
- Cook, A., Ljung, K. & Watkins, R. 2011. Human Health and the State of the Pedosphere. In: *Encyclopedia of Environmental Health*. O.N. Editor-in-Chief: Jerome (ed). Elsevier, Burlington, pp. 108-115.
- Cools, N., Vesterdal, L., De Vos, B., Vanguelova, E. & Hansen, K. 2014. Tree species is the major factor explaining C:N ratios in European forest soils. *Forest Ecology and Management*, 311, 3-16.
- Dalal, R., Allen, D., Chan, K.Y. & Singh, B. 2011. Soil Organic Matter, Soil Health and Climate Change. In: *Soil Health and Climate Change*. Singh, B.P., Cowie, A.L. & Chan, K.Y. (eds). Springer Berlin Heidelberg, pp. 87-106.
- Davidson, Eric A. & Janssens, Ivan A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change, 440, 165 - 173.
- De Bolle, S., De Neve, S. & Hofman, G. 2013a. Rapid redistribution of P to deeper soil layers in P saturated acid sandy soils. *Soil Use and Management*, 29, 76-82.
- De Bolle, S., Gebremikael, M., Maervoet, V. & Neve, S. 2013b. Performance of phosphate-solubilizing bacteria in soil under high phosphorus conditions. *Biol Fertil Soils*, 49, 705-714.
- De Cock, L. & Van Waes, J. 2013. *Biologische landbouw in Vlaanderen*. NOBL (Netwerk Onderzoek Biologische Landbouw en Voeding).
- Demeulemeester, K., Janssen, K. Hubrecht, L., Ryckaert, I., Anthonissen, A., Braekman, P., Rombouts, G. 2012. *Praktijk gids landbouw en natuur: module rundvee, grasland en andere voedergewassen*. Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Duurzame Landbouwwontwikkeling, Vlaamse Overheid.
- De Meyer, A., Tirry, D., Gulinck, H. & Van Orshoven, J. 2011. *Ondersteunend Onderzoek Actualisatie MIRA Achtergrond document Bodem – Thema Bodemafdicthing*, Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2011/04, SADL & Departement Aard- en Omgevingswetenschappen, K.U.Leuven.
- De Neve, S., Van den Bossche, A., Sleutel, S. & Hofman, G. 2006. Soil nutrient status of organic farms in Flanders: An overview and a comparison with the conventional situation. *Biological Agriculture & Horticulture*, 24, 217-235.
- De Schrijver, A., Demey, A., De Frenne, P., Schelfhout, S., Vergeynst, J., De Smedt, P. & Verheyen, K. 2013. Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.focus* 2013 3, 92 – 102.
- De Schrijver, A., Mertens, J., Geudens, G., Staelens, J., Campforts, E., Luysaert, S., De Temmerman, L., De Keersmaeker, L., De Neve, S. & Verheyen, K. 2006. Acidification of forested podzols in northern Belgium during the period 1950-2000. *Science of the Total Environment* 361, 189-195.
- De Schrijver, A., Staelens, J., Wuyts, K., Van Hoydonck, G., Janssen, N., Mertens, J. et al. 2008. Effect of vegetation type on throughfall deposition and seepage flux. *Environmental Pollution*, 153, 295-303.
- De Schutter, O. 2010. Report submitted by the Special Rapporteur on the right to food. UN General Assembly. Human rights council, 16<sup>th</sup> session.
- De Smet, J., Hofman, G., Vanderdeelen, J., Meirvenne, M. & Baert, L. 1995. Phosphate enrichment in the sandy loam soils of West-Flanders, Belgium. *Fertilizer Research*, 43, 209-215.
- De Temmerman, L. O., Istas, J. R., Hoenig, M., Dupire, S., Ledent, G., Van Elsen, Y., Baeten, H. & De Meyer, A. 1982, 'Définition des teneurs 'normales' des éléments en trace de certains sols belges en tant que critère de base pour la détection et l'interprétation de la pollution des sols en général', *Revue de l'Agriculture* 35(2), 1915-1944.

- De Temmerman, L., Hoenig, M. & Scokart, P. O. 1984, 'Determination of 'normal' levels and upper limit values of trace elements in soils', *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 147, 687-694.
- De Temmerman, L., Vanongeval, L., Boon, W., Hoenig, M. & Geypens, M. 2003. Heavy metal content of arable soils in Northern Belgium. *Water Air and Soil Pollution*, 148, 61-76.
- De Vos, B. 2000. BOBO versie 1.0 - Bodemgeschiktheid voor bomen. Computerprogramma. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- De Vos, B. 2005. Bodemcompactie en de invloed op de natuurlijke verjonging van Beuk in het Zoniënwoud. IBW.Bb R 2005.004. In opdracht van het Fonds Generale Maatschappij van België voor het Zoniënwoud onder auspiciën van de Koning Boudewijnstichting. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen. 75p.
- De Vos, B. 2009. Uncertainties of forest soil carbon stock assessments in Flanders. PhD dissertation, KULeuven.
- de Vries, F.T., Bloem, J., van Eekeren, N., Brussaard, L. & Hoffland, E. 2007. Fungal biomass in pastures increases with age and reduced N input. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1620-1630.
- de Vries, F.T., Hoffland, E., van Eekeren, N., Brussaard, L. & Bloem, J. 2006. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2092-2103.
- de Vries, F.T., Thébault, E., Liiri, M., Birkhofer, K., Tsiafouli, M.A., Bjørnlund, L. et al. 2013. Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 14296 - 14301.
- De Wit, H.A., Mulder, J., Nygaard, P.H. & Aamlid, D. 2001. Testing the aluminium toxicity hypothesis: A field manipulation experiment in mature spruce forest in Norway. *Water Air and Soil Pollution*, 130, 995-1000.
- Decler, K. 2007. Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen, dier - en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur - en Bosonderzoek. INBO.M.2007.01, Brussel.
- Dendoncker, N., Van Wesemael, B., Rounsevell, M.D.A., Roelandt, C. & Lettens, S. 2004. Belgium's CO2 mitigation potential under improved cropland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103, 101-116.
- Dendooven, L., Gutiérrez-Oliva, V.F., Patiño-Zúñiga, L., Ramírez-Villanueva, D.A., Verhulst, N., Luna-Guido, M. et al. 2012a. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. *Science of The Total Environment*, 431, 237-244.
- Dendooven, L., Patiño-Zúñiga, L., Verhulst, N., Luna-Guido, M., Marsch, R. & Govaerts, B. 2012b. Global warming potential of agricultural systems with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 152, 50-58.
- Dewaelheyns, V., Elsen, A., Vandendriessche, H. & Gulinck, H. 2013. Garden management and soil fertility in Flemish domestic gardens. *Landscape and Urban Planning*, 116, 25-35.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Van Bockstaele, E., Reheul, D., 2012a. Influence of farm compost on soil quality and crop yields. *Archives of Agronomy and Soil Science* 58, S71-S75.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Willekens, K., Van Bockstaele, E., Reheul, D., 2012b. Farm Compost Application: Effects on Crop Performance. *Compost Science & Utilization* 20, 49-56.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E., Reheul, D., 2014. The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology* 75, 189-198.
- Djodjic, F., Bergström, L., Ulén, B. & Shirmohammadi, A. 1999. Mode of Transport of Surface-Applied Phosphorus-33 through a Clay and Sandy Soil. *J. Environ. Qual.*, 28, 1273-1282.
- Djodjic, F., Ulén, B. & Bergström, L. 2000. Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. *Water Research*, 34, 1687-1695.
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M. & Tittone, P. 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *Eur. J. Agron.*, 34, 197-210.



- Du, C.W. & Zhou, J.M. 2009. Evaluation of soil fertility using infrared spectroscopy: a review. *Environ. Chem. Lett.*, 7, 97-113.
- Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., Weyembergh G. & Kuijken E., 2005. *Natuurrapport 2005. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 24*, Brussel.
- Dumortier, M., De Bruyn, L., Hens, M., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daele, T. & Van Reeth, W. (eds.) 2009. *Natuurverkenning 2030. Natuurrapport Vlaanderen, NARA. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.7*, Brussel.
- Dybzinski, R., Fargione, J.E., Zak, D.R., Fornara, D. & Tilman, D. 2008. Soil Fertility Increases with Plant Species Diversity in a Long-Term Biodiversity Experiment. *Oecologia*, 158, 85-93.
- EASAC. 2009. *Ecosystem services and biodiversity in Europe. European Academies, Science Advisory Council. EASAC Policy Report N° 9*.
- EC, 1991. Richtlijn 91/676/EEG van de Raad van 12 december 1991 inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen. *Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen Nr. L375/1-8*.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carre, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Yli-Halla, M. & Zupan, M. 2006. *Common criteria for risk area identification according to soil threats. European Soil Bureau Research Report No.20, EUR 22185 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 94p*.
- El-Sadek, A., Feyen, J., Skaggs, W. & Berlamont, J. 2002. Economics of Nitrate Losses from Drained Agricultural Land. *Journal of Environmental Engineering*, 128, 376.
- Elsen, A. & Vanderersch. 2013. *Aan de slag met compost. Gids voor de land - en tuinbouw. Provincie Vlaamse Brabant. 38 pp*.
- Faber, J.H., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Bloem, J., Lahr, J., Diemont, W.H. & Braat, L.C. 2009. *Ecosysteemdiensten en bodembeheer. Maatregelen ter verbetering van de biologische bodemkwaliteit. Alterra rapport 1813. Alterra, Wageningen, 150 p*.
- Fageria, N.K., 2012. *Role of Soil Organic Matter in Maintaining Sustainability of Cropping Systems. Communications in Soil Science and Plant Analysis 43, 2063-2113*.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B. et al. 2003. *The Nitrogen Cascade. BioScience, 53, 341-356*.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R. et al. 2008. *Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. Science, 320, 889-892*.
- Geelen, P.M.T.M. 2006. *Handboek erosiebestrijding. Interregproject Erosiebestrijding, Provincie Limburg, Hasselt, België, 100p*.
- Gielis, L., De Schrijver, A., Wuyts, K., Staelens, J., Geudens, G. & Verheyen, K. 2008. *Potentie van bosvorming als effectgeoriënteerde maatregel tegen bodemverzuring en eutrofiëring van bossen op zandgrond. Eindrapport TWOL-project B&G/31/2002*.
- Gobin, A., Van Nevel, L., Vanden Auweele, W., Willems, E., Verlinden, G., Verheyen, K. 2006. *Bepaling kritische lasten voor zware metalen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/06, Labo voor Bosbouw (UGent) en Bodemkundige Dienst van België*.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. *Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. Science 327, 812-818*.
- Govaerts, B., Verhulst, N., Castellanos-Navarrete, A., Sayre, K.D., Dixon, J. & Dendooven, L. 2009. *Conservation Agriculture and Soil Carbon Sequestration: Between Myth and Farmer Reality. Critical Reviews in Plant Sciences, 28, 97-122*.
- Grime, J.P., 1973. *Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. Nature 242, 4*.
- Gysels, H., Baccaert, J., Beenhakker, A.J. & Caspers, T. 1993. *De landschappen van Vlaanderen en Zuidelijk Nederland. Een landschapsecologische studie. Garant, Leuven/Apeldoorn*.
- Haines-Young R. & Potschin M. 2013. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. Report to the European Environment*

- Agency. Centre for Environmental Management, University of Nottingham. EEA Framework Contract number EEA/IEA/09/003. 34 p.
- Hansen, E.M., Eriksen, J. & Vinther, F. P. 2007. Catch crop strategy and nitrate leaching following grazed grass-clover. *Soil Use and Management* 23, 348-358.
- Haynes, R.J. & Naidu, R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 123-137.
- Hedlund, K. 2012. Policy Brief from the SOILSERVICE project. Soils as natural capital: Agricultural production, soil fertility and farmers economy. <http://www4.lu.se/soil-ecology-group/research/soilservice/dissemination>
- Hedlund, K., Griffiths, B., Christensen, S., Scheu, S., Setälä, H., Tschardtke, T. et al. 2004. Trophic interactions in changing landscapes: responses of soil food webs. *Basic and Applied Ecology*, 5, 495-503.
- Heemsbergen, D.A., Berg, M.P., Loreau, M., van Hal, J.R., Faber, J.H. & Verhoef, H.A., 2004. Biodiversity Effects on Soil Processes Explained by Interspecific Functional Dissimilarity. *Science*, 306, 1019-1020.
- Hendrickx, G., Boon, W., Bries, J., Kempeneers, L., Vandendriessche, H., Deckers, S. & Geypens M. 1992. De chemische bodemvruchtbaarheid van het Vlaamse akkerbouw -en weilandareaal (1989 - 1991). *Bodemkundige Dienst van België*, 143 p.
- Hendriks, C.M.A. 2011. Quick Scan organische stof: kwaliteit, afbraak en trends. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2128. 34 pp.
- Holmstrup, M., Sørensen, J.G., Maraldo, K., Schmidt, I.K., Mason, S., Tietema, A. et al. 2012. Increased frequency of drought reduces species richness of enchytraeid communities in both wet and dry heathland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 53, 43-49.
- Horckmans, L., Swennen, R. and Deckers, J. 2007. Retention and release of Zn and Cd in spodic horizons as determined by pHstat analysis and single extractions. *Science of The Total Environment*, 376, 86-99.
- Janssens, P., Bries, J., & Elsen, F. 2012. BODEMBREED INTERREG Langetermijnpercelen. *Bodemkundige Dienst van België vzw*.
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., Ritz, K., Peres, G., Römbke, J. & van der Putten, W.H. (Eds.). 2010. *European Atlas of Soil Biodiversity*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Jones, D.L., Cross, P., Withers, P.J.A., DeLuca, T.H., Robinson, D.A., Quilliam, R.S. et al. 2013. REVIEW: Nutrient stripping: the global disparity between food security and soil nutrient stocks. *Journal of Applied Ecology*, 50, 851-862.
- Jungkunst, H.F., Flessa, H., Scherber, C. & Fiedler, S. 2008. Groundwater level controls CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes of three different hydromorphic soil types of a temperate forest ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2047-2054.
- Kleijn, D., Bekker, R.M., Bobbink, R., De Graaf, M.C.C. & Roelofs, J.G.M. 2008. In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology*, 45, 680-687.
- Kleinman, P., Sharpley, A., Buda, A., McDowell, R. & Allen, A. 2011. Soil controls of phosphorus in runoff: Management barriers and opportunities. *Canadian Journal of Soil Science*, 91, 329-338.
- Klok, C., Goedhart, P.W., Vandecasteele, B., 2007. Field effects of pollutants in dynamic environments. A case study on earthworm populations in river floodplains contaminated with heavy metals. *Environmental Pollution* 147, 26-31.
- Krautkraemer, J.A. 1994. Population growth, soil fertility and agricultural intensification. *Journal of Development Economics* 44: 403 - 428.
- La Scala Jr, N., Lopes, A., Spokas, K., Bolonhezi, D., Archer, D.W., Reicosky, D.C., 2008. Short-term temporal changes of soil carbon losses after tillage described by a first-order decay model. *Soil and Tillage Research* 99, 108-118.
- Lal, R. 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304, 1623-1627.

- Lal, R. 2009. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. *Food Security*, 1, 45-57.
- Lamers, J, Westdijk, K. 2005. Toepassingsmogelijkheden van ziektevering in de praktijk. *Gewasbescherming* 36: 193-197.
- Langeveld, C.A., Segers, R., Dirks, B.O.M., van den Pol-van Dasselaar, A., Velthof, G.L. & Hensen, A. 1997. Emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from pasture on drained peat soils in the Netherlands. *Eur. J. Agron.*, 7, 35-42.
- Langohr, R. 2001. L'anthropisation du paysage pédologique agricole de la Belgique depuis le Néolithique ancien – Apport de l'archéopédologie. *Étude et Gestion des Sols*, 8, 103 – 118.
- Laubel, A., Jacobsen, O.H., Kronvang, B., Grant, R. & Andersen, H.E. 1999. Subsurface Drainage Loss of Particles and Phosphorus from Field Plot Experiments and a Tile-Drained Catchment. *J. Environ. Qual.*, 28, 576-584.
- Laurijssens G., De Blust G., De Becker P. & Hens, M. 2007. Opmaak van een standaardprotocol voor herstelbeheer van natte heide en vennen en toepassing ervan op Groot & Klein Schietveld, Tielenkamp & Tielenheide. Deel I: Een standaardprotocol voor herstelbeheer van natte heide en vennen. INBO.R.2007.31. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Lenders, S., Oeyen, A., D'hooghe, J. & Overloop, S. 2011. Bodembalans van de Vlaamse landbouw, cijfers voor 2007-2009, Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie in samenwerking met de Vlaamse Milieumaatschappij, Brussel.
- Leroy, B.L.M.M., Bommele, L., Reheul, D., Moens, M. & De Neve, S. 2007. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: Effects on soil fauna and yield. *European Journal of Soil Biology*, 43, 91-100
- Letens, S., Van Orshoven, J., Van Wesemael, B., Muys, B. & Perrin, D. 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*, 11, 2128-2140.
- Li, C., Frolking, S. & Butterbach-Bahl, K. 2005. Carbon Sequestration in Arable Soils is Likely to Increase Nitrous Oxide Emissions, Offsetting Reductions in Climate Radiative Forcing. *Climatic Change*, 72, 321-338.
- Liekens I., Schaafsma M., Staes J., Brouwer R., De Nocker L. & Meire P. 2010. Economische waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.
- Likens, G. E., Bormann, F.H., Johnson, N. M., Fisher, D.W. & Pierce, R.S. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecol. Monogr.* 40(1):23-47.
- Lützw, M.v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. et al. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426-445.
- Mace, G.M., Norris, K. & Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27, 19-26.
- Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. & Niggli, U. 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science*, 296, 1694-1697.
- Maertens, E. 2011. Agromilieumaatregelen: Hoe denken landbouwers erover? Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel.
- Maes, S., Elsen, A., Tits, M., Boon, W., Deckers, S., Bries, J., Vogels, N. & Vandendriessche, H. 2012. Wegwijs in de bodemvruchtbaarheid van de Belgische akkerbouw – en weilandpercelen (2008 – 2011). Bodemkundige Dienst van België, 198 p.
- Maleki, M.R., Van Holm, L., Ramon, H., Merckx, R., De Baerdemaeker, J., Mouazen, A.M., 2006. Phosphorus Sensing for Fresh Soils using Visible and Near Infrared Spectroscopy. *Biosystems Engineering* 95, 425-436.
- Mathijs, E., Amelinckx, S., Muys, B., Francois, G. & Vrints, G. 2011. Ontwikkelen en toepassen van een methodiek voor het meten van de kennis over en de houding ten opzichte van bodems en bodembescherming bij landbouwers en bij bos –en natuurbeheerders. Eindrapport bestek nr. BOD/STUD/2009/03 in opdracht van ALBON, LNE, Vlaamse Overheid.

- Mathijs, E., Nevens, F. & Vandenbroeck, P. 2012. Transitie naar een duurzaam landbouw – en voedingssysteem in Vlaanderen: een systeemanalyse. MIRA – AMS 2012 Topicrapport.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277, 504-509.
- Meers, E., Unamuno, V., Vandeghechuchte, M., Vanbroekhoven, K., Geebelen, W., Samson, R. et al. 2005. Soil-solution speciation of Cd as affected by soil characteristics in unpolluted and polluted soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 499-509.
- Meersmans, J., van Wesemael, B., Goidts, E., van Molle, M., De Baets, S., De Ridder, F., 2011. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960-2006. *Global Change Biology* 17, 466-479.
- Meerts, P. & Grommesch, C. 2001. Soil Seed Banks in a Heavy-Metal Polluted Grassland at Prayon (Belgium). *Plant Ecology*, 155, 35-45.
- Mele, P.M., 2011. Soil Biota, Soil Health and Global Change. In: Singh, B.P., Cowie, A.L., Chan, K.Y. (Eds.), *Soil Health and Climate Change*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 155-177.
- Mouazen, A.M., Maleki, M.R., De Baerdemaeker, J., Ramon, H., 2007. On-line measurement of some selected soil properties using a VIS–NIR sensor. *Soil and Tillage Research* 93, 13-27.
- Muijtjens S. 2012. Hoe ga je aan de slag met Niet-Kerende Grondbewerking? Interregproject BodemBreed.
- Natuurpunt. 2012. Wilde bijen in nood. Hoe kan jij helpen?
- Nelissen, V. 2013. Effects of biochar on soil processes, soil functions and crop growth. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium.
- Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Ruyschaert, G. & Boeckx, P. In druk. Temporal evolution of biochar's impact on soil nitrogen processes – a 15N tracing study. *GCB Bioenergy*.
- Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Staelens, J., Ruyschaert, G. & Boeckx, P. 2012. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 55, 20-27.
- Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, A. Cassman, K.G., De Fries, R., Dietz, T., et al. 2005. Drivers of Change in Ecosystem Condition and Services. Chapter 7 in *Milenium Ecosystem Assessment, Volume 2: Scenarios*.
- Neven, H., Swerts, M., Vandekerckhove, L., Leyman, N. 2002. Werk maken van erosiebestrijding. Afdeling Land, AMINAL. 33 pp.
- Nevens, F. & Reheul, D. 2005. Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize. *Eur. J. Agron.*, 22, 349-361.
- Nevens, F., Dessen, J., Meul, M., Rogge, E., Verbruggen, I., Mulier, A., Van Passel, S., Lepoutre, J., Hongenaert, M., 2008. 'On tomorrow's grounds', Flemish agriculture in 2030: a case of participatory translation of sustainability principles into a vision for the future. *Journal of Cleaner Production* 16, 1062-1070.
- Nordén, U. 1994. Influence of broad-leaved tree species on pH and organic matter content of forest topsoils in Scania, South Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9, 1-8.
- Overloop, S., Bossuyt, M., Claeys, D., D'hooghe, J., Elsen, A., Eppinger, R. & Wustenberghs H. 2011. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2011 Vermesting. Vlaamse Milieumaatschappij.
- Pagliai, M., Vignozzi, N. & Pellegrini, S. 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil and Tillage Research*, 79, 131-143.
- Ponge, J.-F., Pérès, G., Guernion, M., Ruiz-Camacho, N., Cortet, J., Pernin, C., Villenave, C., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Bispo, A., Cluzeau, D., 2013. The impact of agricultural practices on soil biota: A regional study. *Soil Biology and Biochemistry* 67, 271-284.
- Postma-Blaauw, M.B., de Goede, R.G.M., Bloem, J., Faber, J.H. & Brussaard, L. 2012. Agricultural intensification and de-intensification differentially affect taxonomic diversity of predatory mites, earthworms, enchytraeids, nematodes and bacteria. *Applied Soil Ecology*, 57, 39-49.

- Powlson, D.S., Gregory, P.J., Whalley, W.R., Quinton, J.N., Hopkins, D.W., Whitmore, A.P. et al. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36, Supplement 1, S72-S87.
- Prietzl, J., Stetter, U., Klemmt, H.-J. and Rehfues, K. 2006. Recent carbon and nitrogen accumulation and acidification in soils of two Scots pine ecosystems in Southern Germany. *Plant Soil*, 289, 153-170.
- Rahmann, G. 2011. Biodiversity and Organic farming: What do we know? *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 3, 61, 189 – 208.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223 – 230.
- Rengel, Z. 2011. Soil pH, Soil Health and Climate Change. In: *Soil Health and Climate Change*. B.P. Singh, A.L. Cowie and K.Y. Chan (eds). Springer Berlin Heidelberg, pp. 69-85.
- Reubens, B., D’Haene, K., D’Hose, T. & Ruyschaert, G. 2010a. Bodemkwaliteit en landbouw: een literatuurstudie. Activiteit 1 van het Interregproject Bodembreed. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke-Lemberge, 203 p.
- Reubens B., D’Haene K, D’Hose T., Ruyschaert G. 2010b. Bodemkwaliteit en landbouw: een maatregelenmatrix als gebruiksvriendelijke tool: Activiteit 1 van het Interregproject Bodembreed. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke-Lemberge,
- Reubens B., Ruyschaert G., D’Hose T. & D’Haene K. 2012. Eindrapport Bodembreed Interreg: overzicht van resultaten, inzichten en aanbevelingen. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO), Merelbeke, België. 147 p.
- Reubens, B., Willekens, K., Beeckman, A., De Neve, S., Vandecasteele, B., Delanote, L., 2013. Optimale aanwending van biologische mest voor een gezond biologisch gewas: eindrapport. ILVO Mededeling nr 114. ILVO, 103 pp.
- Richardson, A.D. & Siccama, T.G., 2000. Are soils like sponges? *Journal of the American Water Resources Association* 36, 913-918.
- Rietra, R.P.J.J., Koopmans, G.F., Lubbers, I., Ehlert, P.A.I. & Kuikman, P.J. 2009. Gevolgen van een verminderde aanvoer van nutriënten voor de lange termijn bodemvruchtbaarheid. Wageningen, Alterra, Wageningen. Alterra-Rapport 1736. 90 p.
- Roelandt, C., Dendoncker, N., Rounsevell, M., Perrin, D. & Van Wesemael, B.A.S. 2007. Projecting future N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in Belgium. *Global Change Biology*, 13, 18-27.
- Ronse, A., De Temmerman, L., Guns, M. & De Borger, R. 1988. Evolution of acidity, organic matter content, and CEC in uncultivated soils of North Belgium during the past 25 years. *Soil Sci* 146, 453– 60.
- Rothstein, D.E. & Spaulding, S.E. 2010. Replacement of wildfire by whole-tree harvesting in jack pine forests: Effects on soil fertility and tree nutrition. *Forest Ecology and Management*, 260, 1164-1174.
- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A.J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Bloem, J., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Faber, J.H., Van Eekeren, N., Smeding, F.W., Keide, H., De Goede, R.G.M., Brussaard, L., 2005. Typering van bodemecosystemen; Duurzaam bodemgebruik met referenties voor bodemkwaliteit. RIVM rapport 607604007/2005, RIVM, Bilthoven.
- Ruyschaert, G., Nelissen, V., Vandecasteele, B., Zwart, K., & Kuikman, P. 2012. Toepassing van biochar in de bodem: Biochar, de sluitende schakel in een bio-gebaseerde economie? *Bodem*, 22, 16-18
- RWO (Department Ruimtelijke Ordening, Woonbeleid en Onroerend Erfgoed). 2012. Groenboek Vlaanderen in 2050: mensenmaat in een metropool. Beleidsplan Ruimte Vlaanderen.
- Saey, T., Van Meirvenne, M., Vermeersch, H., Ameloot, N. and Cockx, L. 2009. A pedotransfer function to evaluate the soil profile textural heterogeneity using proximally sensed apparent electrical conductivity. *Geoderma*, 150, 389-395.
- Samborski, V. & Van Bellegem, L. 2013. De biologische landbouw in 2012, Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel.



- Sanvido, O., Romeis, J., Gathmann, A., Gielkens, M., Raybould, A., Bigler, F., 2012. Evaluating environmental risks of genetically modified crops: ecological harm criteria for regulatory decision-making. *Environmental Science & Policy* 15, 82-91.
- Schils, R. 2012. 30 vragen en antwoorden over bodemvruchtbaarheid. Alterra, Wageningen UR. 143 p.
- Schulz, H., Dunst, G. & Glaser, B. 2013. Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 1-11.
- Seybold, C.A., Herrick, J.E. & Brejda, J.J. 1999. Soil resilience: A fundamental component of soil quality. *Soil Science*, 164, 224-234.
- Singh, B.P., Cowie, A.L., and Chan, K.Y. (Eds). 2011. *Soil Health and Climate Change*. Springer Berlin Heidelberg. 403 pp.
- Six, J., Feller, C., Deneff, K., Ogle, S.M., Sa, J.C.d.M. & Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22, 755-775.
- Sleutel, S., Neve, S. & Hofman, G. 2007. Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78, 265-278.
- Smit, E., Bakker, P.A.H.M., Bergmans, H., Bloem, J., Griffiths, B.S., Rutgers, M., Sanvido, O., Singh, B.K., van Veen, H., Wilhelm, R., Glandorf, D.C.M., 2012. General Surveillance of the soil ecosystem: An approach to monitoring unexpected adverse effects of GMO's. *Ecological Indicators* 14, 107-113.
- Solberg, S., Andreassen, K., Clarke, N., Tørseth, K., Tveito, O.E., Strand, G.H. et al. 2004. The possible influence of nitrogen and acid deposition on forest growth in Norway. *Forest Ecology and Management*, 192, 241-249.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A. et al. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe--a review. *J Environ Manage*, 91, 22-46.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., Snoo, G.R.d. & Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63, 337-365.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, C.M., Billen, G., van Grinsven, H., Grizzetti, B. 2011. *The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press, UK.
- Swift, M.J., Andrén, O., Brussaard, L., Briones, M., Couteaux, M., Ekschmitt, K. et al. 1998. Global change, soil biodiversity, and nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: three case studies. *Global Change Biology*, 4, 729-743.
- Syers, J.K., 1997. Managing soils for long-term productivity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 352, 1011-1021.
- Tack, F.M.G. & Vandecasteele, B. 2008. Cycling and ecosystem impact of metals in contaminated calcareous dredged sediment-derived soils (Flanders, Belgium). *Science of The Total Environment*, 400, 283-289.
- Tack, G., Van den Brecht, P., Hermy, M. 1993. *Bossen van Vlaanderen. Een historische ecologie*. Davidsfonds, Leuven.
- Tan, X., Chang, S. & Kabzems, R. 2008. Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. *Biol Fertil Soils*, 44, 471-479.
- Thomaes, A. & Vandekerckhove, K. 2004. Een vergelijking van beheerrichtlijnen voor bossen en invulling van verschillende beschermingsstatuten aan de hand van bosbeheerrichtlijnen. IBW.Bb.R 2004.014. In opdracht van AMINAL - afdeling Natuur en afdeling Bos & Groen. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.
- Tilman, D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principle. *Ecology*, 80, 1455 - 1474.
- Tóth, G., Montanarella, L. & Rusco, E. (Eds.) 2008. *Threats to Soil Quality in Europe*. EUR 23438 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 151 pp.



- Tóth, G., Stolbovoy, V. & Montanarella, L. 2007. Soil Quality and Sustainability Evaluation - An integrated approach to support soil-related policies of the European Union. EUR 22721 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 40 pp.
- Turbé, A. De Toni, A. Benito, P., Lavelle, P., Lavelle, P. Ruiz, N., Van der Putten, W.H., Labouze, E. and Mudgal, S. 2010 Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission, DG Environment.
- Van Avermaet P., Van Hooste H. & Overloop S. 2006. Milieurapport Vlaanderen MIRA, Achtergronddocument, Thema Verzuring, Vlaamse Milieumaatschappij. 74 p.
- Van Avermaet, P., Celis, D, Fierens, F., Deutsch, F., Jannssen, L., Veldeman, N., Viane, P., Staelens, J., Wuyts, K, De Schrijver, A., Verheyen, K., Vancraeynest, L. & Overloop, S. 2009. Toekomstverkenning MIRA 2009. Wetenschappelijk rapport Verzuring. Vlaamse Milieumaatschappij.
- Van Beek, C. & Smit, A. 2009. De bodem onder ons bestaan. Alterra rapport 1908. Alterra, Wageningen. 44 pp.
- Van Bruggen, A.C., Semenov, A., Diepeningen, A., Vos, O., Blok, W. 2006. Relation between soil health, wave-like fluctuations in microbial populations, and soil-borne plant disease management. Plant disease epidemiology: facing challenges of the 21<sup>st</sup> Century. Springer Netherlands, pp. 105-122.
- Van De Vreken, P., Van Holm L., Diels, J. & Van Orshoven, J. 2009. Bodemverdichting in Vlaanderen en afbakening van risicogebieden voor bodemverdichting: Eindrapport van een verkennende studie. Opdrachtgever: Vlaamse Overheid, LNE, ALBON.
- Van den Pol-van Dasselaar, A., van Beusichem, M. & Oenema, O. 1999. Determinants of spatial variability of methane emissions from wet grasslands on peat soil. Biogeochemistry, 44, 221-237.
- Van der Biest, K., Van Gossum, P., Struyf, E. 2014. Hoofdstuk 21 ESD regulatie van Erosierisico. Dit rapport.
- Van der Zee, S.E.A.T.M, Van Riemsdijk W.H. & De Haan, F.A.M. 1990a. Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel I: toelichting. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwwuniversiteit Wageningen, Nederland, 69 pp.
- Van der Zee, S.E.A.T.M, Van Riemsdijk W.H. & De Haan, F.A.M. 1990b. Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Deel II: technische uitwerking. Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwwuniversiteit Wageningen, Nederland, 25 pp.
- Van Huylenbroeck, G., De Cock, L., Krosenbrink, E., Mondelaers, K., Lauwers, L., Kerselaers, E. & Govaerts, W. 2005. Biologische landbouw: mens, markt en mogelijkheden. Lannoo-campus, Leuven. 297 pp.
- Van Meirvenne, M., Islam, M.M., De Smedt, P., Meerschman, E., Van De Vijver, E. & Saey, T. 2013. Key variables for the identification of soil management classes in the aeolian landscapes of north-west Europe. Geoderma, 199, 99-105.
- Van Meirvenne, M., Tariku, M., De Neve, S., Hofman, G., Salomez, J., De Bolle, S. 2008. Afbakening van de fosfaatverzadigde gebieden in Vlaanderen op basis van een kritische fosfaatverzadigingsgraad van 35%. Onderzoeksopdracht VLM/MESTBANK/TWOL2006/MB2006/5
- Van Oost, K., Govers, G., de Alba, S. & Quine, T.A. 2006. Tillage erosion: a review of controlling factors and implications for soil quality. Progress in Physical Geography, 30, 443-466.
- Van Oost, K., Govers, G., Quine, T.A., Heckrath, G., Olesen, J.E., De Gryze, S. *et al.* 2005. Landscape-scale modeling of carbon cycling under the impact of soil redistribution: The role of tillage erosion. Global Biogeochemical Cycles, 19, GB4014.
- Van Ranst, E. & Sys, C. 2000. Eénduidige legende voor de digitale bodemkaart van Vlaanderen (Schaal 1:20 000). UGent.
- Van Steertegem M. (ed.) 2009. Milieuverkenning 2030. Milieurapport Vlaanderen, VMM, Aalst.
- Van Uytvanck, J. & Declerck, K. 2004. Natuurontwikkeling in Vlaanderen. Een stand van zaken en vuistregels voor de praktijk. Rapporten van het instituut voor natuurbehoud, 2004(3). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel. 266 pp.

- van Wesemael, B., Paustian, K., Meersmans, J., Goidts, E., Barancikova, G., Easter, M., 2010. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *P Natl Acad Sci USA* 107, 14926-14930.
- Vanderhoeven, S., Dassonville, N. & Meerts, P. 2005. Increased Topsoil Mineral Nutrient Concentrations Under exotic invasive plants in Belgium. *Plant Soil*, 275, 169-179.
- Vaneekhaute, C., Meers, E., Michels, E., Ghekiere, G., Accoe, F., Tack, F.M.G., 2013. Closing the nutrient cycle by using bio-digestion waste derivatives as synthetic fertilizer substitutes: A field experiment. *Biomass & Bioenergy* 55, 175-189.
- Velthof, G., Barot, S., Bloem, J., Butterbach-Bahl, K., de Vries, W., Kros, J., Lavelle, J., Olesen, J.E., Oemena, O. 2011. Nitrogen as a threat to European soil quality. In: Sutton, M., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. Published by Cambridge University Press. Pp. 495 -510.
- Verheyen, K., Vanhellemont, M., Stock, T. & Hermy, M. 2007. Predicting patterns of invasion by black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Flanders (Belgium) and its impact on the forest understorey community. *Diversity and Distributions*, 13, 487-497.
- Verhulst, N., Govaerts, B., Verachtert, E., Castellanos-Navarrete, A., Mezzalama, M., Wall, P.C., Deckers, J. & Sayre, K.D., 2010. Conservation agriculture, improving soil quality for sustainable production systems? In: Lal R. & Steward ,B.A. (eds.) *Advances in Soil Science: Food Security and Soil Quality*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, pp. 137-208.
- Verstraeten, A., Neiryck, J., Genouw, G., Cools, N., Roskams, P. & Hens, M. 2012. Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 62, 50-63.
- Verstraeten, G., Poesen, J., Govers, G., Gillijns, K., Van Rompaey, A., Van Oost, K., 2003. Integrating science, policy and farmers to reduce soil loss and sediment delivery in Flanders, Belgium. *Environmental Science & Policy* 6, 95-103.
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B.D. & Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*.
- Visser, M. 2012. Agro-ecologie in een notendop. *Oikos* 60, 20 – 32.
- VLM. 2013a. Nitraatresidurapport 2013. Resultaten van de nitraatresidumetingen in Vlaanderen tot en met de staalnamecampagne van 2012.
- VLM. 2013b. Voortgangsrapport Mestbank 2013 over de mestproblematiek in Vlaanderen. VLM, Brussel.
- Vranken, L., Van Turnhout, P., Van Den Eeckhaut, M., Vandekerckhove, L. & Poesen, J. 2013. Economic valuation of landslide damage in hilly regions: A case study from Flanders, Belgium. *Science of The Total Environment*, 447, 323-336.
- Wagner, G.J. 1993. Accumulation of Cadmium in Crop Plants And Its Consequences to Human Health. In: *Advances in Agronomy*. L.S. Donald (ed). Academic Press, pp. 173-212.
- Wall, A. & Hytönen, J. 2011. The long-term effects of logging residue removal on forest floor nutrient capital, foliar chemistry and growth of a Norway spruce stand. *Biomass and Bioenergy*, 35, 3328-3334.
- Watté, J. 2011. Wat is agro-ecologie? *De Wereld Morgen*. 2 december 2011. <http://www.dewereldmorgen.be/artikels/2011/12/02/wat-agro-ecologie>
- Watté, J. 2013. Massale import van soja doodt mens en bodem. *De Wereld Morgen*. 18 juni 2013. <http://www.dewereldmorgen.be/artikels/2013/06/18/massale-import-van-soja-doodt-mens-en-bodem>
- Wauters, E., Bielders, C., Poesen, J., Govers, G. & Mathijs, E. 2010. Adoption of soil conservation practices in Belgium: An examination of the theory of planned behaviour in the agri-environmental domain. *Land Use Policy*, 27, 86-94.
- Weiser, C., Zeller, V., Reinicke, F., Wagner, B., Majer, S., Vetter, A. et al. 2014. Corrected Proof. Integrated assessment of sustainable cereal straw potential and different straw-based energy applications in Germany. *Applied Energy* 114: 749-762.
- Whalley, W.R., Dumitru, E. & Dexter, A.R. 1995. Biological effects of soil compaction. *Soil & Tillage Research*, 35: 53-68.

- Wiesmeier, M., Prietzel, J., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., 2013. Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) – Implications for carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 295, 162-172.
- Withers, P.J.A. & Haygarth, P.M. 2007. Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European perspective. *Soil Use and Management*, 23, 1-4.
- Wolters, V. 2000. Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biol Fertil Soils*, 31, 1-19.
- Wu, M., Zhang, H., Li, X., Zhang, Y., Su, Z. & Zhang, C. 2008. Soil fungistasis and its relations to soil microbial composition and diversity: A case study of a series of soils with different fungistasis. *Journal of Environmental Sciences*, 20, 871-877.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K. & Swinton, S.M. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64, 253-260.
- Zinke, P.J. 1962. The Pattern of Influence of Individual Forest Trees on Soil Properties. *Ecology*, 43, 130-133.