



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



Hoofdstuk 5

Toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen

Sander Jacobs, Toon Spanhove, Jeroen Panis

Auteurs:

Sander Jacobs¹, Toon Spanhove¹, Jeroen Panis²

¹Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

²Agentschap Natuur en Bos

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:

sander.jacobs@inbo.be

Wijze van citeren:

Sander Jacobs, Toon Spanhove, Jeroen Panis (2014). Hoofdstuk 5 - Toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen (INBO.R.2014.6160407). 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/2014/3241/350

INBO.R.2014.6160407

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Trickland, 2002 © Michaël Borremans



Agentschap voor
Natuur en Bos

Hoofdstuk 5 - Toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen

Sander Jacobs, Toon Spanhove, Jeroen Panis

INBO.R.2014.6160407

Hoofdlijnen

- De kennis uit de 16 ecosysteemdiensten-hoofdstukken laat toe betrouwbare uitspraken te doen over de **huidige toestand en recente trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen**. Dit hoofdstuk brengt daarvoor informatie samen over het aanbod, de vraag en het gebruik van de verschillende ecosysteemdiensten.
- Informatie over toestand en trends van ecosysteemdiensten is **relevant voor het beleid op verschillende niveaus en voor een brede waaier aan beleidsonderwerpen**.
- Het **gebruik van de meeste ecosysteemdiensten is 'onevenwichtig'**. Dit komt vooral omdat de **vraag het aanbod (ver) overstijgt** en deze trend zich in veel gevallen verder doorzet. De meeste ecosysteemdiensten worden dus intensief gebruikt.
- Een onevenwichtig, intensief gebruik gaat vaak samen met **negatieve effecten op andere ecosysteemdiensten**. Die effecten uiten zich in een vermindering van het ESD-aanbod en een toename van de ESD-vraag.
- Mogelijke **verbeteringen van de toestand** worden hoofdzakelijk gezocht in het ingrijpen op de **ESD-vraag**, maar in sommige gevallen kan ook optimalisatie van het **ESD-aanbod** maatschappelijke baten opleveren.
- Uit de 16 ecosysteemdiensten-hoofdstukken blijkt dat ingrijpen op het ESD-gebruik het grootste potentieel biedt: **natuurgebaseerd gebruik van ecosysteemdiensten** werkt versterkend door het wegnemen van negatieve interacties en versterken van synergiën tussen ecosysteemdiensten.
- De nadruk van deze toestandsbeschrijving ligt op het ESD-aanbod. Een **integrale beoordeling** van de toestand van ecosysteemdiensten **vraagt meer data over governance, drivers, relevante ecosysteem-kenmerken en welzijnsindicatoren**.
- Adviseren van concreet beleid vereist omzetting van de best beschikbare *kennis* uit verschillende disciplines naar duidelijke *informatie* met gekende betrouwbaarheid. Daarvoor is **integratie van verschillende datatypes** en bepalen van **betrouwbaarheid van de conclusies** nodig.
- Trend-bepaling via een **herhaalbare toestandsbeschrijving of 'ESD-boekhouding'**, (EU-BDS target 2 voor 2020) **vereist ontwikkeling van ESD-indicatoren**. Doeltreffendheid van indicatoren wordt niet enkel bepaald door wetenschappelijke criteria, maar ook door beleids- en procescriteria.
- Specifiek vereist de kartering van ESD-aanbod voor boekhouding en scenario's de toepassing van een **betrouwbare omzetting van het gemodelleerde/gekarteerde ESD aanbod naar vergelijkbare en herhaalbare (ruimtelijke) eenheden**.

Korte inhoud

Ecosystemen ondersteunen de levering van ecosysteemdiensten. Ecosysteemdiensten (ESD) worden gedefinieerd als *de goederen en diensten van ecosystemen welke actief of passief worden gebruikt, en zo (vaak via bijkomende investering) worden omgezet in voordelen voor de mens*. In het NARA worden ESD-aanbod, -vraag en -gebruik onderscheiden (zie hoofdstuk 2). Zo kunnen zowel de voordelen van ecosystemen voor welzijn en economie worden nagegaan, als de effecten van ESD-gebruik op de leverende ecosystemen en biodiversiteit.

In dit hoofdstuk worden de gedetailleerde toestandsbeschrijvingen uit de ecosysteemdiensten-hoofdstukken (hoofdstukken 11-26) gesynthetiseerd in een vergelijkende toestandsbeschrijving voor ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Onderbouwing van deze synthese gebeurt transparant: voor elke beoordeling worden de achterliggende data en hun betrouwbaarheid opgetekend (zie ook hoofdstuk 9), en gebeurde een validatie door de auteurs van de ESD-hoofdstukken.

Het gebruik van de meeste ecosysteemdiensten is onevenwichtig omdat de vraag het aanbod (ver) overstijgt. De meeste ecosysteemdiensten worden bijgevolg intensief gebruikt. Een onevenwichtig, intensief gebruik gaat vaak samen met negatieve effecten op andere ecosysteemdiensten. Die effecten uiten zich in een vermindering van het (potentieel) ESD-aanbod en in een toename van de ESD-vraag (zie ook hoofdstuk 9). Een verbetering van de toestand wordt door de auteurs van de 16 ecosysteemdienste-hoofdstukken hoofdzakelijk gezocht in het ingrijpen op de ESD-vraag, maar in sommige gevallen kan ook optimalisatie van het aanbod grote maatschappelijke baten opleveren. Natuurgebaseerde oplossingen werken versterkend op de verschillende componenten van meerdere ecosysteemdiensten (zie ook hoofdstuk 9).

De Europese Biodiversiteitsstrategie vraagt *'dat de lidstaten, met assistentie van de Commissie, de toestand van ecosystemen en hun diensten karteren en evalueren tegen 2014, de economische waarde van deze diensten bepalen en integratie van deze waarden promoten in boekhouding en rapportage op nationaal en EU niveau tegen 2020'* (EU-BDS Doelstelling 2, Actie 5). Voor de doelstelling tegen 2014 is in de 16 ESD-hoofdstukken een grote hoeveelheid data verzameld, die in het eerste deel van dit hoofdstuk wordt samengevat. Om richting een ESD-boekhouding of monitoring voor 2020 te werken, gaat het tweede onderdeel van dit hoofdstuk dieper in op de beschikbaarheid en kwaliteit van deze data, en op de bruikbaarheid voor de 2020 doelstelling. De data-verwijzingen in de 16 ESD-hoofdstukken werden hiervoor gescreend op thema (welke component van de ESD-cyclus) en datatype (kwalitatief, ruimtelijk, validatie,...).

Voor de beoordeling van de toestand van ecosysteemdiensten zijn meer data nodig over governance, drivers, relevante ecosysteem-kenmerken en welzijnsindicatoren (zie ook hoofdstukken 6, 7, 8, 9 en 10), in combinatie met methodes voor het linken van verschillende datatypes (zie hoofdstuk 9) en het bepalen van betrouwbaarheid. Verdere ontwikkeling van ESD-indicatoren dient te gebeuren volgens beleids- én wetenschappelijke criteria, en op participatieve wijze. Een gedegen ESD-boekhouding laat toe via herhaalbare toestandsbepaling de trends verder op te volgen en te vertalen naar het beleid in de ruime zin. Als concrete uitdaging voor verdere ontwikkeling van pragmatische ESD-indicatoren wordt tot slot van dit hoofdstuk gedemonstreerd dat methodologische keuzes het gekarteerde ESD-aanbod voor boekhouding en scenario-ontwikkeling sterk beïnvloeden.

Inhoudsopgave

Hoofdpijnen.....	2
Korte inhoud	3
Inhoudsopgave	4
5.1 Inleiding	5
5.1.1 Het Natuurrapport	5
5.1.2 Waarom een toestand en trend van ecosysteemdiensten?	6
5.1.3 De volgende stap: ontwikkeling van indicatoren en boekhouding	7
5.2 Toestand en trend van ecosysteemdiensten	9
5.2.1 Synthese van de toestand en de trend van 16 ESD	9
5.2.2 Toestand en trend per ecosysteemdienst.....	10
5.2.3 Conclusies	12
5.3 De volgende stap: Indicatoren en boekhouding	14
5.3.1 Ecosysteemdiensten en indicatoren	14
5.3.2 Screening van beschikbare data uit de ESD-hoofdstukken	14
5.3.3 Op naar 2020: ontwikkeling van ESD-indicatoren	18
5.3.4 Van kartering naar ESD-boekhouding en scenario-ontwikkeling	20
Lectoren	26
Referenties.....	27

5.1 Inleiding

5.1.1 Het Natuurrapport

Het INBO is wettelijke verplicht te rapporteren over de toestand van de natuur in Vlaanderen. De drie volgende natuurrapporten worden uitgewerkt als een ecosysteem assessment voor Vlaanderen. In een eerste fase wordt een synthese gemaakt van de beschikbare kennis over ecosysteemdiensten in Vlaanderen (NARA-T). In fase twee worden bestaande beleidskaders geëvalueerd (NARA-B) en in de derde fase wordt de impact van mogelijke toekomstscenario's op ecosystemen en hun diensten verkend (NARA-S).

NARA-T biedt een overzicht van de voordelen die we als maatschappij van ecosystemen ontvangen, hoe die voordelen gewaardeerd worden en welke mechanismen de levering van die voordelen beïnvloeden. NARA-T draagt bij aan de rapportering over de toestand van ecosystemen en hun diensten, die in het kader van de Europese biodiversiteitsstrategie door Europa aan de lidstaten gevraagd wordt. Daarnaast tracht NARA-T een antwoord te vinden op onderzoeksvragen die relevant zijn voor het ontwikkelen van een Vlaams, op ecosysteemdiensten (ESD) gericht beleid.

- Hoe beïnvloedt de mens ecosysteemdiensten?
- Wat is de toestand en trend van de ecosystemen en biodiversiteit?
- Wat is de toestand en trend van de ecosysteemdiensten?
- Wat is de rol van biodiversiteit voor ecosysteemdiensten?
- Hoe dragen ecosysteemdiensten bij aan welzijn?
- Hoe kunnen we ecosysteemdiensten waarderen?
- Hoe kunnen we ecosysteemdiensten gebruiken?
- Wat zijn de kenmerken van een ESD-gericht beleid?

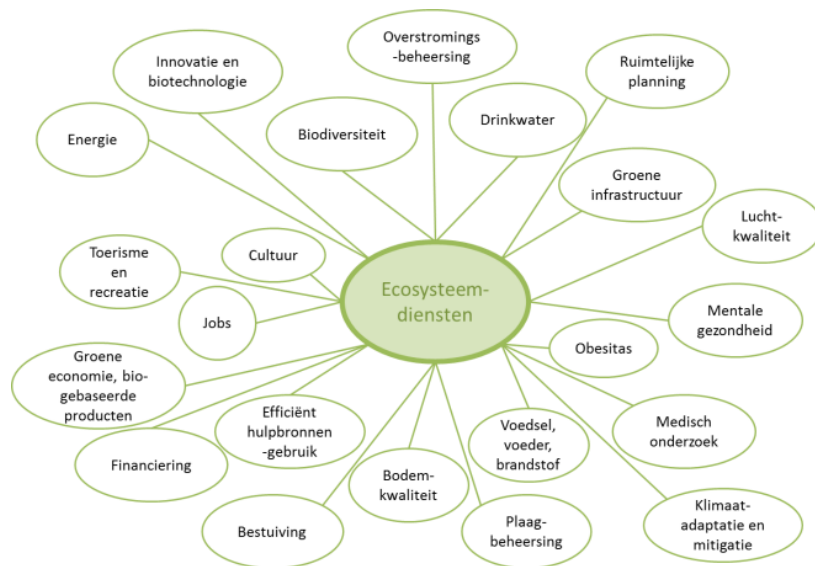
De rapportering van NARA-T bestaat uit een technisch rapport en een synthese. Het technisch rapport bestaat op zijn beurt uit twee onderdelen. In het eerste deel wordt in 10 overkoepelende hoofdstukken een antwoord gezocht op de onderzoeksvragen van NARA-T, op basis van de kennis uit het tweede deel, waar in 16 hoofdstukken aparte ecosysteemdiensten in Vlaanderen besproken worden. De synthese vat de technische hoofdstukken samen in conclusies voor het beleid.

De ecosysteemdiensten-hoofdstukken van het technisch rapport (hoofdstukken 11-26) werden gepubliceerd in het voorjaar van 2013. Hoofdstukken 1-10 van het technisch rapport, waarin de onderzoeksvragen worden behandeld, gebruiken deze ESD-hoofdstukken als kennisbasis (zie www.nara.be).

5.1.2 Waarom een toestand en trend van ecosysteemdiensten?

Het begrijpen, nagaan en opvolgen van de toestand en trend van ecosysteemdiensten is erg belangrijk. Een ecosysteemdienstenbenadering kan namelijk informatie leveren voor een veelheid aan beleidsrelevante onderwerpen (Figuur 1, BEES 2014). Een betere kennis van de waarde van ons natuurlijk kapitaal maakt afgewogen beslissingen mogelijk over huidig versus toekomstig gebruik van ecosystemen. Beslissingen kunnen zo worden genomen op basis van een zo volledig mogelijk beeld, terwijl het risico op suboptimale beslissingen stijgt als er geen waarde wordt gehecht aan ecosysteemdiensten. Hierdoor worden ecosysteemdiensten vaak vervangen door dure technische oplossingen, die (in tegenstelling tot ecosystemen) vaak maar één of enkele diensten leveren. Dit legt een steeds grotere organisatorische en financiële druk op de maatschappij. Zo moeten bijvoorbeeld voor natuurlijke overstromingsgebieden geen dijken worden aangelegd en wordt tegelijk waterzuivering, waterinfiltratie en CO₂-opslag geleverd.

Biodiversiteit en ecosystemen vormen niet alleen de basis voor ons welzijn, maar ze bieden ook kansen voor economische welvaart, groei en ontwikkeling. Naast de voor de hand liggende impact op recreatie en toerisme (Bade *et al.* 2011) liggen er ook kansen in onder andere design (bv. biomimicry: TEEB 2011), life sciences (bv. het ontwikkelen van geneesmiddelen en nieuwe processen: Schmidt *et al.* 2011, Kinghorn *et al.* 2001, Russel *et al.* 2011) en landbouw (bv. pollinatie en plaagbeheersing: Klatt *et al.* 2014, Brittain *et al.* 2013, Rusch *et al.* 2012). Tenslotte kan kennis over ecosysteemdiensten bijdragen aan het verkleinen van economische risico's op grotere ruimtelijke schaal en langere termijn (bv. grondstoffenschaarste, effecten van de klimaatverandering en financieringsrisico's: EU 2011b, EU 2014, Mulder *et al.* 2013). Meer voorbeelden van beleidsrelevante toepassingen van ecosysteemdiensten-kennis worden gegeven in Figuur 1 en de BEES policy brief I (BEES 2014).



Figuur 1. Ecosysteemdiensten zijn gelinkt met een brede waaier aan beleidsonderwerpen. Bron en referenties: BEES 2014.

Ecosysteemdiensten werden om deze redenen op de beleidsagenda gezet door internationale projecten waaronder het *Millenium Ecosystem Assessment* en *the economics of ecosystems and biodiversity* (TEEB 2011). Het *Millenium Ecosystem Asesement* (MA 2005) beschrijft op wereldschaal de gevolgen van ecosysteemverandering voor menselijk welzijn. Het VN-rapport concludeert dat op wereldschaal twee derde van de ecosysteemdiensten ernstig bedreigd zijn door niet-duurzaam gebruik en beheer van ecosystemen en dat dit een barrière is voor het bereiken van de *Millennium Development Goals* (MDG 2014). De VN benadrukt daarbij de noodzaak om ecosysteemdiensten te integreren in beleidsplanning en het beheer van natuur. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB 2011) is een wereldwijd initiatief (geïnitieerd door de G8+5) dat de aandacht vestigt op het *economisch* belang van ecosysteemdiensten en biodiversiteit, met inbegrip van de groeiende economische kost verbonden aan het verlies van biodiversiteit en de aantasting van ecosystemen.

Deze rapporten, aangevuld met nationale en thematische assessments, werden opgepikt in het beleid door onder meer de *Conventie voor Biodiversiteit* (Rio+20 2014), de *Aichi-Biodiversiteitsdoelstellingen* (Aichi 2014), de *Europese Biodiversiteitsstrategie* (EU 2011a), het *Stappenplan voor efficiënt hulpbronnengebruik in Europa* (EU 2011b) en de *Investerings voor jobs en groei – ontwikkeling en goed beleid in EU regio's en steden* (EU 2014).

In de internationale *Conventie voor Biodiversiteit* wordt uitgegaan van een ecosysteembenadering, waarbij zowel de effecten van de mens op ecosystemen als de effecten van ecosystemen op de maatschappij in rekening worden gebracht. Het uitgangspunt van deze benadering is dat de mens deel uitmaakt van ecosystemen. De interactie tussen mens en de andere componenten van ecosystemen zorgt rechtstreeks of onrechtstreeks voor veranderingen in ecosystemen en daardoor ook voor veranderingen (positief of negatief) in ons welzijn. Ecosysteemdiensten zijn ook het leitmotiv van de internationale *Aichi-Biodiversiteitsdoelstellingen*. Dit komt het meest prominent naar voren in strategisch doel D: *'Vergroot de baten voor allen van biodiversiteit en ecosysteemdiensten'*. De *Europese Biodiversiteitsstrategie* zet als streefdoel voorop dat *Tegen 2020 ecosystemen en ecosysteemdiensten worden gehandhaafd en verbeterd'*. Ook het *stappenplan voor efficiënt hulpbronnengebruik in Europa* wijdt een volledig hoofdstuk aan Natuurlijk Kapitaal en Ecosysteemdiensten. Als mijlpaal wordt gesteld dat *'Tegen 2020 natuurlijk kapitaal en ecosysteemdiensten correct naar waarde zullen worden geschat en verrekend door overheden en het bedrijfsleven'*. Het meest recente beleidsdocument, *investerings voor jobs en groei – ontwikkeling en goed beleid in EU regio's en steden* spendeert eveneens een uitgebreid hoofdstuk aan duurzame groei en de rol van ecosystemen en ecosysteemdiensten daarin, met als één van de conclusies dat *'investerings in groene infrastructuur bijzonder interessant zijn als effectieve en kosten-efficiënte oplossing'*.

De beleidsrelevantie van ecosysteemdiensten-onderzoek is duidelijk. Voor het realiseren op lokale schaal van ecosysteemdiensten-onderzoek en implementatie in concrete maatregelen en projecten liggen echter nog heel wat uitdagingen voor de boeg (voor aanbevelingen uit internationale, nationale en lokale praktijk zie BEES 2014). De gedeelde visie is dat we moeten *'erkennen welke waarden belangrijk zijn voor ons, demonstreren hoe beslissingen kunnen worden verbeterd op sociaal, ecologisch en economisch vlak door deze waarden in rekening te brengen, en ze vervolgens te capteren in beslissingen en instrumenten'* (BEES 2014).

Dit hoofdstuk vat de toestand en trend van de 16 beschreven ecosysteemdiensten voor Vlaanderen samen, en verkent noden voor toekomstig beleidsondersteunend onderzoek. Het vergelijken van toestand en trend *tussen* ecosysteemdiensten is belangrijk voor het stellen van prioriteiten voor een ESD-gericht beleid. De toestandsbeschrijving *per* ecosysteemdienst is nodig voor het effectief kunnen verbeteren van deze toestand. Deze toestand- en trendbeschrijving heeft als doelstelling de complexiteit doorheen de cyclus van ecosystemen, aanbod, vraag, gebruik van diensten en effecten op andere diensten, welzijns effecten en beleid,... te synthetiseren voor het beleid.

De synthese van toestand en trend gebeurde via meta-analyse van alle in NARA-T beschikbare data over de verhouding tussen aanbod en vraag, de trends hierin en de interacties tussen huidige ESD. Voor een beleidssynthese is het communiceren van onzekerheden en kennishiaten essentieel. De betrouwbaarheid van deze analyse werd bepaald op basis van de hoeveelheid, de onderbouwing van en de overeenkomsten tussen de beschikbare data (zie ook hoofdstuk 9). De bevindingen van de analyse werden gevalideerd door de auteurs van de 16 ESD-hoofdstukken.

5.1.3 De volgende stap: ontwikkeling van indicatoren en boekhouding

De Europese Biodiversiteitstrategie vraagt *'dat de lidstaten, met assistentie van de Commissie, de toestand van ecosystemen en hun diensten karteren en evalueren tegen 2014, de economische waarde van deze diensten bepalen en integratie van deze waarden promoten in boekhouding en rapportage op nationaal en EU-niveau tegen 2020'* (EU- Biodiversiteitsstrategie Doelstelling 2, Actie 5). Voor de doelstelling tegen 2014 is in de 16 ESD-hoofdstukken een grote hoeveelheid data verzameld en geordend. De toestand- en trendbeschrijvingen zijn er gebaseerd op uiteenlopende data. Aan de 16 ESD-hoofdstukken werkten experts mee uit de verschillende instanties zoals het INBO, WL, MIRA, VMM, AMS, etc. De data variëren in vorm: van onderbouwde stellingen en

kwalitatieve beoordelingen, tot kwantitatieve metingen en modelresultaten. Al deze data zijn in verschillende mate ruimtelijk bepaald of 'karterbaar'.

Om richting een ESD- boekhouding en monitoring voor 2020 te werken, gaat het tweede deel van dit hoofdstuk dieper in op de beschikbaarheid en kwaliteit van deze data, en op de bruikbaarheid ervan voor de 2020 doelstelling. De data-verwijzingen in de 16 ESD-hoofdstukken werden hiervoor gescreend op thema (welke component van de ESD-cyclus) en datatype (kwalitatief, ruimtelijk, validatie,...). Het samenbrengen en efficiënt benutten van deze vaak erg verscheiden data in een duidelijke toestand- en trendbeoordeling, is een grote uitdaging. Nu per ecosysteemdienst de beschikbare data voor het beschrijven van de toestand en trend in Vlaanderen zijn samengebracht, kunnen indicatoren ontwikkeld worden om een ESD-gericht beleid te informeren.

Welke aspecten van de ESD-cyclus zijn goed gekend? Welke zijn de blinde vlekken? Hoe kunnen we van de beschikbare data vertrekken voor het ontwikkelen van ESD-indicatoren? Welke indicatoren-set is nodig voor het efficiënt opvolgen van de toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen? Deze vragen worden beantwoord aan de hand van een data-screening van de 16 ESD-hoofdstukken en van relevante literatuur. Als concrete uitdaging voor verdere ontwikkeling van pragmatische ESD-indicatoren wordt tot slot gedemonstreerd dat methodologische keuzes het *gekarteerde ESD-aanbod* voor boekhouding en scenario-ontwikkeling sterk beïnvloeden.

5.2 Toestand en trend van ecosysteemdiensten

5.2.1 Synthese van de toestand en de trend van 16 ESD

De beschrijving van de toestand en de trend van 16 ecosysteemdiensten in Vlaanderen is gebaseerd op vier elementen: de trend in de ESD-vraag, de trend in het ESD-aanbod, de verhouding tussen beide en de effecten van ESD-gebruik op andere ecosysteemdiensten. Elke beoordeling is onderbouwd met data uit de 16 hoofdstukken. De betrouwbaarheid van de beoordeling werd bepaald op basis van het aantal data, hun onderbouwing en de overeenstemming tussen verschillende data. De conclusies van dit hoofdstuk hangen samen met deze betrouwbaarheid (Tabel 1, kader 3 in hoofdstuk 9). Inhoudsanalyse van data en uitspraken in de 16 ESD-hoofdstukken (zie hoofdstuk 11-26) geven een beeld van de recente (laatste decennia) trend in ESD-vraag en ESD-aanbod, en van de verhouding daartussen. Het gebruik is dus een resultaat van (1) *verhouding tussen vraag en aanbod* (2) *trends van vraag en aanbod* én (3) effecten op andere ecosysteemdiensten (zie hoofdstuk 9). Tabel 1 vat de resultaten van deze evaluatie samen.

Tabel 1. Toestand en trend van 16 ecosysteemdiensten in Vlaanderen wordt bepaald door de trend in ESD-vraag en aanbod, de verhouding tussen ESD-vraag en -aanbod en de impact van het huidige ESD-gebruik op andere diensten.

Ecosysteemdienst	Vraag	Verhouding	Aanbod	Gebruik
Voedselproductie	↑	>	↑	
Wildbraadproductie	↗	>	↘	
Houtproductie	↗	>>	↗	
Productie van energiegewassen	↑	>>	↗	
Waterproductie	↘	>	↘	
Bestuiving	↗	<<	↓	
Plaagbeheersing	↗	>>	↘	
Behoud van de bodemvruchtbaarheid	↓	>	↓	
Regulatie van luchtkwaliteit	↓	>>	↑	
Regulatie van geluidsoverlast	↗	>	→	
Regulatie van erosierisico	↑	>	↑	
Regulatie van overstromingsrisico	↑	>>	↑	
Kustbescherming	↑	>	↘	
Regulatie van het globaal klimaat	↑	>>	↘	
Regulatie van waterkwaliteit	↗	>>	↑	
Groene ruimte voor buitenactiviteiten	↑	>	↘	

Aanbod/vraag ondergaat:	
↑	Stijging
↗	lichte stijging
→	Geen uitgesproken trend
↘	Lichte daling
↓	Daling

Vraag is:	
>>	Veel groter dan aanbod
>	Groter dan aanbod
~	Ongeveer gelijk aan aanbod
<	Kleiner dan aanbod
<<	Veel kleiner dan aanbod

Gebruik is:	
	Een stabiel evenwicht tussen aanbod en vraag zonder negatieve effecten op andere ESD
	Een kwetsbaar evenwicht tussen aanbod en/of vraag of heeft negatief effect op andere ESD
	Een onevenwicht tussen aanbod en vraag en/of heeft sterk negatief effect op andere ESD

Betrouwbaarheid:	
Zeer hoog	
Hoog	
Gemiddeld	
laag	
zeer laag	
Inschatting door NARA-team	

De trend van het aanbod van en de vraag naar de 16 ecosysteemdiensten in Vlaanderen is variabel. Zowel vraag als aanbod vertonen (licht) stijgende of dalende trends afhankelijk van de ecosysteemdienst. De vraag is wel vaker stijgend (13 ESD) dan het aanbod (7 ESD).

De verhouding tussen vraag en aanbod is minder variabel: met uitzondering van de ecosysteemdienst bestuiving is de vraag is steeds groter, en vaak veel groter, dan het aanbod vanuit de ecosystemen in Vlaanderen. Het huidige gebruik van ecosysteemdiensten is daarom ook onevenwichtig of in kwetsbaar evenwicht en gaat vaak samen met negatieve impact op andere ecosysteemdiensten.

Voor geen enkele beoordeling hebben we op basis van de beschikbare bronnen en data een lage betrouwbaarheidsscore moeten toekennen. Dit wil zeggen dat de beoordelingen op basis van de data uit rapporten met gerefereerde en consistente data onderbouwd werd. Voor elk van deze beoordelingen kunnen de basisdata en de betrouwbaarheidsbepaling worden geraadpleegd op www.nara.be. Voor een kwart (12/48) beoordelingen werden in de 16 ESD-hoofdstukken echter geen data of uitspraken gevonden. In deze gevallen werd door de auteurs van NARA, in samenspraak met de hoofdauteurs van de desbetreffende hoofdstukken, een beoordeling toegekend.

5.2.2 Toestand en trend per ecosysteemdienst

Hieronder worden de belangrijkste onderbouwingen en conclusies voor de 'toestand en trend' beoordelingen per ecosysteemdienst besproken. De nuancerings uit de 16 ESD-hoofdstukken kunnen daarbij niet volledig hernomen worden. Er wordt per ESD telkens kort ingegaan op de trend van de vraag en het aanbod, de verhouding ertussen (= ESD-gebruik) en de impact van het huidige gebruik op andere ecosysteemdiensten. Waar dit in de hoofdstukken staat aangegeven, worden ook elementen voor het verbeteren van de toestand en de trend aangestipt.

De vraag naar **voedsel** in Vlaanderen blijft toenemen. Door de stijgende landbouwopbrengst verhoogt tegelijk het aanbod aan voedsel in Vlaanderen. Toch is dit aanbod onvoldoende om aan de voedselvraag in Vlaanderen te voldoen onder het moderne landbouwmodel: de voedselproductie-oppervlakte in Vlaanderen, volstaat -onder het huidige gebruik- niet om aan de voedselvraag te voldoen. We importeren dan ook veel voedsel (en voeder). Het huidig gebruik van de ESD gaat gepaard met tal van negatieve effecten op andere diensten, zowel in Vlaanderen als daarbuiten. Een verbetering van de toestand wordt aan de vraagzijde gesitueerd: er wordt veel voedsel verspild, en het aandeel dierlijke producten in het dieet van de Vlaming is ook erg hoog, terwijl de productie van dierlijk voedsel energetisch minder efficiënt is, meer oppervlakte vereist en het leeuwendeel van de negatieve impact op andere ecosysteemdiensten genereert. Aan de aanbodzijde worden mogelijkheden verkend voor een landbouwmodel dat voldoende voedselproductie combineert met optimale levering van andere ecosysteemdiensten (zie hoofdstuk 11).

Voor **wildbraad** zijn er vooralsnog geen data beschikbaar om een betrouwbare analyse van de toestand en de trend uit te voeren. Uit de import van wildbraad blijkt dat de vraag groter is dan het aanbod in Vlaanderen (zie hoofdstuk 12).

De vraag naar **hout** in Vlaanderen blijft stijgen, terwijl het potentieel aanbod binnen Vlaanderen langzaam afneemt. Dat komt o.a. door areaalinkrimping (zie driver verstedelijking in hoofdstuk 3) en verdwijnen van hoogproductieve aanplanten (zie driver landgebruik in hoofdstuk 3). Het actueel aanbod kent niettemin een licht stijgende trend door de toegenomen gemiddelde productiviteit en benuttingsgraad van de bossen. Als voor duurzaam, multifunctioneel bosbeheer wordt gekozen, is houtproductie mogelijk met minimale negatieve effecten op andere ecosysteemdiensten in Vlaanderen en daarbuiten (zie hoofdstuk 13).

De vraag naar **energie** is vele malen groter dan het aanbod van opwekking uit biomassa. Dit aanbod is licht stijgend, maar sterk afhankelijk van beleidsevoluties. Recente inzichten brachten echter negatieve impact –ook op het klimaat- van de meest gangbare en economisch rendabele vormen van energieopwekking uit biomassa aan het licht. Voor het verbeteren van de toestand door zgn. 'duurzame energetische valorisatie' worden wettelijke voorwaarden voor het reguleren van de bio-energiesector en het bij voorkeur aanwenden van reststromen (oogstresten, kruinhout, maaisel) naar voor geschoven (zie hoofdstuk 14).

Hoewel er een lichte daling is door het zuiniger omspringen met **water** en het beter benutten van regenwater, blijft/is de vraag naar (leiding)water hoog in verhouding met het aanbod. Deze hoge vraag maakt Vlaanderen een waterschaarse regio. Aan de vraag wordt ook niet volledig voldaan door de levering uit Vlaamse systemen. Bovendien slinken de Vlaamse ondergrondse voorraden (zie ook driver overexploitatie in hoofdstuk 3). Niet alleen wordt leidingwater geïmporteerd, maar ook zijn we afhankelijk van oppervlakte- en grondwatersystemen over onze grenzen heen. Ook voor deze ecosysteemdienst worden elementen aan de vraagzijde aangehaald (vb. het verder benutten van hemelwater), terwijl aan de aanbodzijde maatregelen voor het langer vasthouden en beter infiltreren van regenwater belangrijk zijn voor de lange-termijn aanvulling van de watervoorraden (zie hoofdstuk 15).

In Vlaanderen zijn er voldoende geschikte ecosystemen voor bestuivende insecten binnen vliegbereik van bestuivingsafhankelijke gewassen. Er is echter weinig detailkennis over de exacte ecologische en economische nuances van de ecosysteemdienst **bestuiving**. In de literatuur worden hoge kosten gedocumenteerd die gepaard gaan met een verlies aan bestuivende insecten. Verder onderzoek van deze ecosysteemdienst is vereist voor een adequaat behoud ervan (zie hoofdstuk 16).

Ook voor 'natuurlijke' **plagabeheersing** ontbreekt de nodige detailkennis om sluitende uitspraken te doen. In tegenstelling tot bestuiving overstijgt de vraag naar plagabeheersing (schade door plagen en kosten van technische plagabeheersing) wel sterk het aanbod (ecologisch gereguleerde plagapopulaties). Dit tekort wordt vooral ingevuld door chemische gewasbeschermingsmiddelen. Verder onderzoek aan vraagzijde (early warning systemen, economische schadedrempels bepalen, kans op plagen verminderen) en aanbodzijde (efficiënte natuurlijke plagabeheersing) zouden kunnen zorgen voor aanzienlijke kostenbesparing in de landbouw op de middellange termijn (zie hoofdstuk 17).

De **bodemvruchtbaarheid** (in functie van voedselproductie) daalde de voorbije decennia. Hoewel de benutte landbouwoppervlakte (en dus de totale vraag) in Vlaanderen daalt, blijft het behoud van de bodemvruchtbaarheid essentieel (zie ook driver overexploitatie in hoofdstuk 3). Mogelijkheden voor het verbeteren van de toestand van deze ecosysteemdiensten situeren zich aan de aanbodzijde: landbouwtechnieken (groenbemesters, niet-kerende bodembewerking,...) die meer koolstof in de bodem houden/brengen (zie hoofdstuk 18).

De vraag naar regulatie van **luchtkwaliteit** daalde de voorbije decennia door het verminderen van emissies van heel wat luchtverontreinigende stoffen. Ook al stijgt het aanbod, bijvoorbeeld door toename van groene structuren in de stad, toch blijven de concentraties vele malen hoger dan wat er door ecosystemen kan worden gecapteerd. Ook hier worden verbeteringen in de toestand vooral gezocht aan de vraagzijde. Het gaat vooral om brongerichte aanpak door het verlagen van emissies van verontreinigende stoffen. In lokale situaties, bijvoorbeeld in stedelijke context, kan een aanbodverhoging van groene infrastructuur de blootstelling van mensen en dus de negatieve gezondheidseffecten sterk verminderen (zie hoofdstuk 19).

De vraag naar regulatie van **geluidsoverlast** neemt licht toe (zie ook driver verstedelijking in hoofdstuk 3). De Vlaming ondervindt hinder van geluid, maar er zijn geen data om betrouwbare uitspraken te doen over de trend van het aanbod door groenstructuren (zie hoofdstuk 20).

Erosie door water is nog steeds een probleem in Vlaanderen. Regulatie van **erosierisico** door ecosystemen vermijdt jaarlijks grote economische verliezen. Hoewel betrouwbare data voor trendanalyse ontbreken, stellen we vast dat zowel de vraag naar erosiemaatregelen als het aanbod ervan lijkt te stijgen. Aan de aanbodzijde worden een aantal landbouwtechnieken voor erosiebeheersing voorgesteld die synergiën hebben met behoud van bodemvruchtbaarheid, regulatie globaal klimaat, en eventueel met plagabeheersing, bestuiving en regulatie waterkwaliteit (zie hoofdstuk 21)

De vraag naar regulatie van **overstromingsrisico** stijgt. Overstromingen vinden in toenemende mate plaats, terwijl risicogebieden intensiever worden gebruikt (zie ook driver verstedelijking in hoofdstuk 3). Dit stijgende risico wordt deels gecompenseerd door de aanleg van (gecontroleerde) overstromingsgebieden, maar die inspanning is te beperkt om aan de groeiende vraag te voldoen. Het efficiënter inzetten van waterrijke ecosystemen (vasthouden en bergen bovenstrooms) en het

aanpassen van landgebruik in overstroombare gebieden (vermijden van schade bij overstroming) kunnen het overstromingsrisico verder verlagen (zie hoofdstuk 22).

Het dynamische kust-duinecosysteem is de beste **kustbescherming** die momenteel voorhanden is. Door de stijgende zeespiegel is de vraag naar kustbescherming hoog (zie ook driver klimaatverandering in hoofdstuk 3). Havens en bebouwde dijken blijven de zwakke plaatsen in de zeevering. Het aanbod door de dynamische kustlijn en het duinvolume blijft ongeveer gelijk. Op enkele plaatsen zijn nog mogelijkheden voor het verbeteren van de dynamische kust-duin overgang (zie hoofdstuk 23).

De Vlaamse vraag naar regulatie van **globaal klimaat** is vele malen groter dan het aanbod van de Vlaamse ecosystemen. De langetermijnopslag van koolstof in deze systemen is verwaarloosbaar in vergelijking met de uitstoot van broeikasgassen in Vlaanderen. Ook hier wordt de brongerichte aanpak als voorwaarde voor een toestandsverbetering naar voor geschoven. Aan de aanbodzijde zijn er synergiën met bijvoorbeeld landbouwtechnieken die het behoud van de bodemvruchtbaarheid verbeteren en erosierisico verlagen (zie hoofdstuk 24 en driver klimaatverandering in hoofdstuk 3).

Voor de regulatie van **waterkwaliteit** is het zelfzuiverend vermogen van Vlaamse waterlichamen sterk ontoereikend in verhouding met de emissies van nutriënten. Hoewel het aanbod van natuurlijke waterzuivering toeneemt door gerichte herstelmaatregelen, is de waterkwaliteit blijvend sterk afhankelijk van dure technische zuivering. Ook hier wordt de vraagzijde (brongerichte aanpak: verlagen emissies) bepalend geacht voor een verbetering van de toestand van deze ESD. Voor verspreide emissies buiten het rioleringsnetwerk kunnen ecosystemen soms efficiënte bijdragen leveren (zie hoofdstuk 25 en driver nutriënten in hoofdstuk 3).

De vraag naar **groene ruimte** voor buitenactiviteiten is groter dan het aanbod. Ongeveer 1 op 5 Vlamingen beschikt niet over een groene ruimte op wandelafstand. Ongeveer 45% van de oppervlakte in Vlaanderen is landschappelijk aantrekkelijk voor recreatie en beleving. De rest van de open ruimte in Vlaanderen is minder aantrekkelijk omwille van bebouwing, geluidshinder of omdat natuur- en cultuurelementen ontbreken. Het behouden van bestaande groene ruimtes, het verbeteren van toegankelijkheid en het gericht creëren van groene infrastructuur kan hoge socio-economische baten genereren, vooral in stedelijke context (zie hoofdstuk 26).

5.2.3 Conclusies

In Vlaanderen is de vraag naar ecosysteemdiensten veel groter dan het aanbod. Ecosysteemdiensten worden in Vlaanderen dus intensief benut, maar de verhouding tussen vraag en aanbod (of het gebruik) is onevenwichtig. Het huidige gebruik, vooral van producerende diensten, resulteert dan ook in negatieve effecten op andere diensten (zie ook hoofdstuk 9).

De toestand van bepaalde ecosysteemdiensten kan wezenlijk worden verbeterd door het aanpassen van de ESD-vraag, met name voor voedsel-, energie- en waterproductie, regulatie van waterkwaliteit, luchtkwaliteit en koolstofopslag. De vraag naar deze diensten is sterk verweven. De hoge voedsel- en energievraag en hun huidige productie dragen in belangrijke mate bij aan emissies van broeikasgassen, lucht- en water-verontreinigende stoffen. Dit doet de vraag naar regulerende diensten verder stijgen. Een daling in de vraag hoeft echter niet te resulteren in een lagere beschikbaarheid van voedsel of water. De *samenstelling* van het voedsel (bv. plantaardig versus dierlijk) en van het gebruikte water (bv. drinkwater versus regenwater), en een verhoogde efficiëntie van de productieketens bieden grote mogelijkheden voor een toestandsverbetering van deze ecosysteemdiensten.

Ook het aanpassen van het ESD-aanbod kan de toestand van de meeste diensten verbeteren. Via *optimalisatie* kan het aanbod van meerdere ecosysteemdiensten samen worden verhoogd. Het gaat hier om fysieke wijzigingen in landgebruik die de levering van ecosysteemdiensten verhoogt. De mogelijkheden voor grote landgebruikswijzigingen zijn in Vlaanderen echter beperkt. In hoofdstuk 9 worden mogelijkheden voor optimalisatie van het ESD-aanbod en natuurgebaseerd ESD-gebruik in Vlaanderen geanalyseerd.

Behalve via vraag- en aanbodzijde, kan de toestand van ecosysteemdiensten in Vlaanderen ook worden verbeterd via het aanpassen van het *gebruik* van ecosysteemdiensten: *natuurgebaseerde*

oplossingen op vlak van het beheer van groene ruimtes, landbouwtechnieken en de inrichting van de stedelijke ruimte (ECBD 2014). Natuurgebaseerde oplossingen zijn vaak synergetisch: naast een verhoging van het aanbod van één of meerdere diensten, verlagen ze vaak ook negatieve impact op de (toekomstige) levering van diensten. Voor een uitgebreide bespreking van deze effecten verwijzen we naar hoofdstuk 9. Uit onderzoek blijkt bijvoorbeeld dat niet-kerende bodembewerking in de landbouw het aanbod van onder andere regulatie van erosierisico, behoud van de bodemvruchtbaarheid, regulatie van globaal klimaat en plaagbeheersing kan verhogen, terwijl tegelijk emissie van broeikasgassen en fijn stof kan dalen en de negatieve impact op ondersteunende bodembiodiversiteit vermindert. Wijzigingen in ESD-gebruik gaan daarbij ook vaak gepaard met een kostenbesparing (of winst) voor de belanghebbenden.

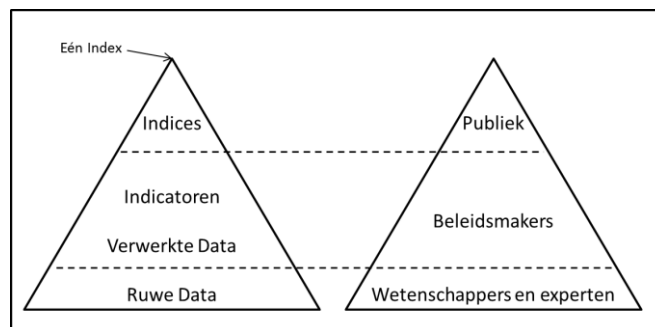
5.3 De volgende stap: Indicatoren en boekhouding

5.3.1 Ecosysteemdiensten en indicatoren

De Europese Biodiversiteitstrategie vraagt 'dat de lidstaten, met assistentie van de Commissie, de toestand van ecosystemen en hun diensten karteren en evalueren tegen 2014, de economische waarde van deze diensten bepalen en integratie van deze waarden promoten in boekhouding en rapportage op nationaal en EU niveau tegen 2020' (EU-BDS Doelstelling 2, Actie 5). Voor de doelstelling tegen 2014 is in de 16 ESD-hoofdstukken een grote hoeveelheid data verzameld en georganiseerd. Om richting een ESD-boekhouding of monitoring voor 2020 te werken, gaat dit hoofdstuk dieper in op de beschikbaarheid, de kwaliteit en de bruikbaarheid van deze data.

Volgens onder meer Kandziora *et al.* (2013) is het concept ecosysteemdiensten adequaat voor het begrijpen van socio-ecologische systemen en mens-natuur-relaties en een geschikt instrument voor beleidsondersteuning. Dit is onder meer te danken aan het feit dat de link wordt gelegd (en gekwantificeerd/gekwalificeerd) tussen kenmerken van het ecosysteem en menselijk welzijn, en dat de mogelijkheid bestaat om interacties te beschrijven op een eenvoudige wijze die 'meer dan enkel frustratie over de enorme complexiteit genereert' (Kandziora *et al.* 2013). Hier wordt onmiddellijk de kern van het concept meegegeven: het beschouwen van een breed en complex socio-ecologisch systeem in bevattelijke termen.

Verschillende internationale publicaties lijsten indicatoren op voor ecosysteemdiensten (bv. Crossman *et al.* 2013, Maes *et al.* 2013). Vaak is het echter niet duidelijk of de voorgestelde indicator slaat op het ecosysteem dan wel op de baten, en worden vraag, aanbod en gebruik door elkaar gehaald. Hoewel het samenbrengen van data een eerste essentiële stap is, maakt een presentatie van data, proxies of modelresultaten nog geen indicator. Het ontwikkelen van indicatoren, gedefinieerd als *het betekenisvol en doelgericht samenbrengen en organiseren van data* (Innes 1990), hangt af van zowel beleidsmatige als wetenschappelijke vereisten. Ontwikkeling van effectieve indicatoren vereist daarom ook meer dan het verzamelen en ontwikkelen van datasets en dataverwerking (Figuur 2).



Figuur 2. De 'informatiepiramide' voor indicatoren toont de samenhang van ruwe en verwerkte data over indicatoren naar indices, met telkens de gebruikers van deze informatie (naar Moreno-Pires 2011).

Naast het verbreden van de basis van de informatiepiramide door het samenbrengen van meer relevante beleidsdomeinen en data, zijn criteria nodig om hieruit 'goede' indicatoren voor ecosysteemdiensten te ontwikkelen.

5.3.2 Screening van beschikbare data uit de ESD-hoofdstukken

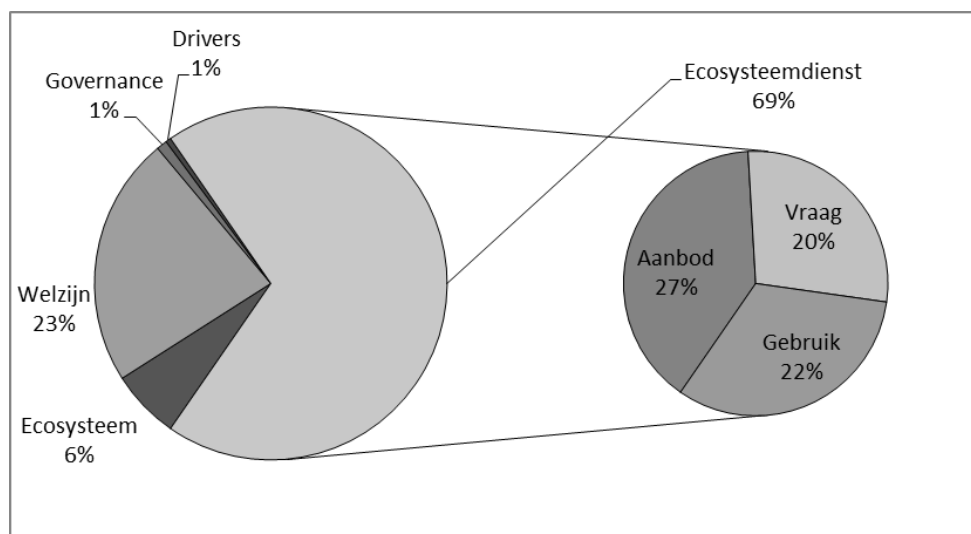
Om de toestand en de trend van ecosysteemdiensten te begrijpen, te monitoren en te managen, is kennis van het hele ecologisch-economische systeem nodig. Beleidsrelevante informatie over ecosysteemdiensten vereist meer dan alleen een kartering van het aanbod uit ecosystemen. Het relatief belang van de verschillende ecosysteemdiensten voor Vlaanderen, de grootte en de verdeling van de welzijns-baten, de belangrijke drivers, de sturende beleidsniveaus, de interacties

tussen verschillende diensten, enzovoort zijn essentieel voor een ESD-gericht beleid. Een assessment van ecosystemendiensten vereist daarom data over alle componenten van de ESD-cyclus (zie hoofdstuk 2) en het combineren van uiteenlopende types data in duidelijk informatie. In dit onderdeel wordt deze theorie getoetst aan de praktijk.

Over welke ecosystemendiensten en componenten van de ESD-cyclus zijn data beschikbaar? Welke kenmerken hebben deze data? zijn deze data onderling vergelijkbaar? Deze vragen zijn belangrijk voor het ontwikkelen van een indicatorenset voor ecosystemendiensten. De onderstaande data-screening gebeurde op basis van een exhaustieve inhoudsanalyse, waarbij elke verwijzing naar relevante data werd gecodeerd volgens ESD, component van de ecosystemendienstencyclus en ruimtelijke uitwerking. Deze screening is een eerder optimistische inschatting van de situatie, om verschillende redenen. Zo zijn vermeldingen van bruikbare data niet altijd effectief gerealiseerd door beschikbaarheids- of methodologische problemen, zijn sommige data slechts beschikbaar voor een deel van de ecosystemendienst of een deel van Vlaanderen, of is de gebruikte methode niet geschikt voor herhaalde toepassing. De screening geeft wel een beeld van de data-beschikbaarheid en kennisnaden. In deel 5.3.3 wordt daarom ingegaan op de voorwaarden voor het verder selecteren en ontwikkelen van indicatoren voor ecosystemendiensten op basis van de NARA-data.

Logischerwijs beschrijft het merendeel van de in de 16 ESD-hoofdstukken beschreven data het aanbod, de vraag en het gebruik van ecosystemendiensten. Een vrij groot aandeel van de data verwijst ook naar welzijnsaspecten, terwijl het ecosysteem, governance en drivers onderbelicht blijven in de dataverwijzingen (Figuur 3).

Figuur 3. Percentage data-verwijzingen in de 16 ecosystemendiensten-hoofdstukken (11-26) per component van de ecosystemendiensten-cyclus, opgedeeld per data-type.

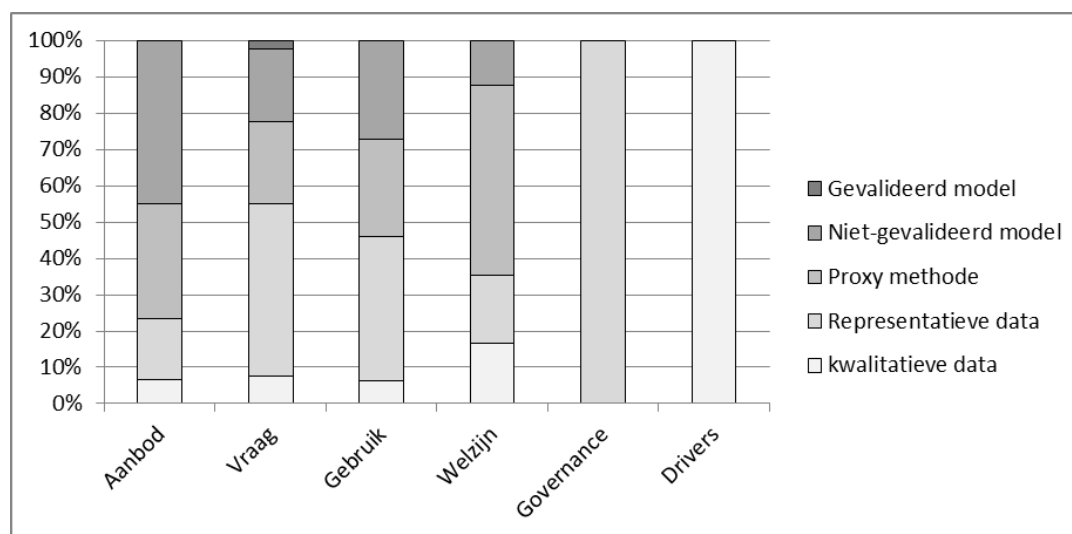


De dataverwijzingen werden opgedeeld volgens types *sensu* Schägner *et al.* 2013. Deze omvatten *representatieve data*, *proxy-methodes*, *gevalideerde* en *niet-gevalideerde modellen*. Ook naar *kwalitatieve data* werd vaak verwezen (Tabel 2). Verder werden de data opgedeeld in *ruimtelijk* (een ruimtelijk gedifferentieerde kaart voor Vlaanderen is beschikbaar) en *niet-ruimtelijk*. Deze screening beperkt zich tot de 16 ecosystemendiensten-hoofdstukken als overzicht van de huidige beschikbare kennis. Een verdergezette ecosystemendiensten-analyse over beleidsdomeinen heen kan deze database ongetwijfeld verder verrijken.

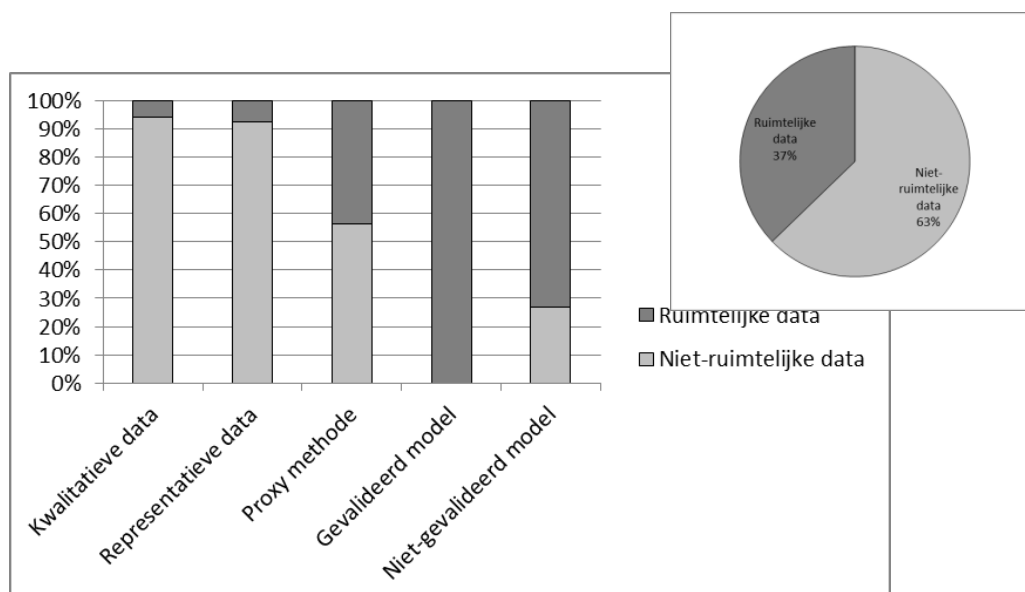
Tabel 2. Definities en voorbeelden voor types data-verwijzingen uit NARA. De definities zijn aangepast op basis van Schägner et al. 2013, de voorbeelden komen uit NARA hoofdstukken 11 tot 26.

Verwijzing naar	Definitie	Voorbeeld
Proxy-methodes	Gebaseerd op één geëxtrapoleerde variabele	Actueel aanbod regulatie luchtkwaliteit via de ruwheidslengte van de landgebruiksklassen (zie Hoofdstuk 19).
Niet-gevalideerde modellen	Gebaseerd op aannemelijke causale relaties tussen variabelen, maar zonder kalibratie of validatie	Potentieel aanbod energie uit biomassa op basis van de bodembedekking, de biomassaproductie en de 'lower heating value' (zie Hoofdstuk 14)
Gevalideerde modellen	Gebaseerd op aannemelijke causale relaties tussen variabelen met kalibratie en validatie	Modellering van luchtkwaliteit met het Immission Frequency Distribution Model (IFDM) (zie Hoofdstuk 19)
Representatieve data	Gebaseerd op één variabele welke rechtstreeks werd bemeten	De Vlaamse voedselvraag op basis van de Belgische Voedselconsumptiepeiling (BVCP) (zie Hoofdstuk 11)
Kwalitatieve data	Gebaseerd op expertscores, uitspraken of beoordelingen	Appreciatiestudies en bevragingen rond landschappelijk/stedelijk groen (zie Hoofdstuk 13).
Ruimtelijke data	Data met ruimtelijke variatie op schaal Vlaanderen ('karterbaar')	Kaart van het actueel voedselaanbod op basis van het huidige landgebruik, beheermaatregelen en niet- voedselgebruik (zie Hoofdstuk 11).
Niet-Ruimtelijke data	Data waarvoor ruimtelijke variatie niet relevant of beschikbaar is	Benodigde landoppervlakte in Vlaanderen om aan de voedselvraag te voldoen (zie Hoofdstuk 11).

Het overgrote deel van de verwijzingen betreft kwalitatieve en representatieve data, welke veelal niet-ruimtelijk van aard zijn. Ook ruimtelijke en niet-ruimtelijke proxy-methodes komen voor, terwijl verwijzingen naar ESD-aanbod, -vraag, en -gebruik en welzijnsaspecten deels modellen betreft die bijna allen niet-gevalideerd blijken (Figuur 4). Van alle verwijzingen is ongeveer één derde ruimtelijk karterbaar voor Vlaanderen (Figuur 5). Voor een groot aantal ecosysteemdiensten en systeemcomponenten ontbreken ruimtelijke data (Tabel 3).



Figuur 4. Percentage data-verwijzingen in de 16 ecosysteemdiensten-hoofdstukken (11-26) per component van de ecosysteemdiensten-cyclus, opgedeeld per data-type.



Figuur 5. Percentage van de data verwijzingen in de 16 ecosysteemdiensten-hoofdstukken (11-26) met mogelijkheden voor kartering op niveau Vlaanderen.

Tabel 3. Een focus op enkel ruimtelijke data vernauwt de mogelijkheden voor een ecosysteemdiensten-assessment. Het aantal data-verwijzingen per ecosysteemdienst en ESD-cyclus component voor strikt ruimtelijke datatypes is veel lager (boven) dan het aantal voor alle datatypes (onder). Cijfers en grijswaarden geven het aantal vermelde dataverwijzingen weer. Voor de welzijns-effecten van waterproductie worden bijvoorbeeld geen ruimtelijke data gesuggereerd, maar wordt wel verwezen naar 6 niet-ruimtelijke datasets.

	Ecosysteem	Welzijn	Governance	Drivers	ESD-Aanbod	ESD-Vraag	ESD-Gebruik
Enkel Ruimtelijke data							
Voedselproductie	1				3		1
Wildbraadproductie	1	1			1		1
Houtproductie	1				4		2
Productie van Energiegewassen	4				9		3
Waterproductie					3		1
Bestuiving	1				2	2	2
Plaaigcontrole							
Behoud bodemvruchtbaarheid	1				1		
Regulatie luchtkwaliteit					3	1	1
Regulatie geluidsoverlast	1				4	3	1
Regulatie erosierisico					1	1	
Regulatie overstromingsrisico					1	1	
Kustbescherming	1	1			3	3	1
Regulatie globaal klimaat	1	1			2		
Regulatie waterkwaliteit					1		
Groene ruimte voor buitenactiviteiten					3	3	3
Alle data							
Voedselproductie	1	8			3	4	8
Wildbraadproductie	2	6			3	2	8
Houtproductie	1	5			5	2	6
Productie van Energiegewassen	4	4			10	2	11
Waterproductie		6			6	2	3
Bestuiving	1	1			2	4	2
Plaaigcontrole					1	1	
Behoud bodemvruchtbaarheid	1	2	1	1	3	1	
Regulatie luchtkwaliteit		3			5	5	1
Regulatie geluidsoverlast	1	2			4	4	2
Regulatie erosierisico			1		1	2	
Regulatie overstromingsrisico					2	4	
Kustbescherming	1	3			3	3	1
Regulatie globaal klimaat	1	3			4		
Regulatie waterkwaliteit		2			1	1	
Groene ruimte voor buitenactiviteiten		2			3	3	4

Uit deze screening van de 16 ESD-hoofdstukken (Figuur 3) blijkt dat de componenten governance, drivers en ecosystemen ondervertegenwoordigd zijn. Een eerdere verkenning van potentiële ESD-indicatoren op niveau Vlaanderen (Van Reeth, 2013) kwam tot vrij gelijkaardige conclusies, net als een review van internationale indicatoren (Kandziora *et al.* 2013). Ook gaat het om een veelheid aan datatypes, waarvan slechts een deel past in de traditionele kwantitatieve data of gevalideerde modelleringen. Voor een aantal componenten is een kartering niet relevant, denk bijvoorbeeld aan het bepalen van het maatschappelijk belang van ecosysteemdiensten. De vergelijking van deze data, het uitbreiden van de database naar alle componenten van de ESD-cyclus, en het verder verbreden van de focus naar multidisciplinaire informatie, zijn belangrijke uitdagingen voor de nabije toekomst.

5.3.3 Op naar 2020: ontwikkeling van ESD-indicatoren

De hoeveelheid data en modelleringen relevant voor ecosysteemdiensten is in Vlaanderen heel erg groot. Het interdisciplinair (en beleidsoverschrijdend) samenbrengen en destilleren van kennis en informatie uit die bestaande data is in volle gang, zoals dit natuurrapport illustreert. Het ontwikkelen van gedragen indicatoren voor ecosysteemdiensten is een volgende stap voor het ontwikkelen van een ESD-gericht beleid in Vlaanderen.

In Pires *et al.* (2012) worden uit de literatuur negen selectiecriteria voor indicatoren gecompileerd (zie oa. Hammond *et al.* 1995, Guy en Kibert 1998, Meadows 1998, Jesinghaus 1999, Cartwright 2000, Block en Van Assche 2001):

1. **Beschikbaarheid van (betaalbare) data:** is data van goede kwaliteit beschikbaar tegen een redelijke kost? Informatie is duur of kost tijd en inspanning?
2. **Relatief gemak van data-verzameling:** is het haalbaar om een monitoringproces te starten om deze data ook in de toekomst beschikbaar te maken? Is de data verifieerbaar en reproduceerbaar?
3. **Wetenschappelijke validiteit en betrouwbaarheid:** zijn de data een afspiegeling van de feiten? Zijn wetenschappelijk gevalideerde methodes gebruikt voor de data-verzameling?
4. **Eenvoud en begrijpbaarheid:** kan informatie worden gepresenteerd in een begrijpelijke en visueel attractieve vorm voor het doelpubliek?
5. **Handelbaarheid:** zijn de data presenteerbaar in een beperkt aantal cijfers/figuren/uitspraken?
6. **Redelijke tijdschizont en relevante ruimtelijke schaal:** zijn er tijdseries beschikbaar die de trend visualiseren en het mogelijk maken de richting van toekomstige ontwikkeling in te schatten? Kunnen de data een kleine verandering in het systeem detecteren?
7. **Mogelijkheid tot vergelijking of aggregatie:** betreft het een breed of een smal afgebakend onderwerp?
8. **Transparantie en traceerbaarheid:** kan het doelpubliek begrijpen wat er gebeurt? Verbergen of onthullen de data bepaalde feiten? Is het duidelijk wie verantwoordelijk is voor de ontwikkeling ervan?
9. **Beleidsrelevantie:** kunnen de data worden geassocieerd met één of meerdere onderwerpen waarover beleidsdocumenten bestaan? Kunnen de data worden gelinkt aan concrete beslissingen en beleidsvelden?

De kwaliteit van een indicator wordt dus niet alleen bepaald door de wetenschappelijke kwaliteit van de achterliggende data. De bruikbaarheid van indicatoren wordt bepaald door hun doeltreffendheid ('*salience*'), geloofwaardigheid en legitimiteit (Holden 2013). Het selecteren/ontwikkelen van indicatoren uit de veelheid aan beschikbare data, is een proces dat plaatsvindt op de grens tussen wetenschappelijk onderzoek en beleid (Jacobs *et al.* 2013a, Voinov *et al.* 2014).

Wetenschappelijke kwaliteit blijft wel één van de belangrijkste vereisten van indicatoren. Beleidsbeslissingen die gebaseerd zijn op onzekere data, verhogen de kans op een ongewenst resultaat. Daarom is het relevant om data en modelleringen te blijven verbeteren en toetsen.

Het besef van (blijvende) onzekerheid en onvolledigheid werkt vaak verlamrend voor wetenschappers die worden gevraagd beleidsadvies te geven (de zgn. '*paralysis by analysis*'). Tegelijk speelt echter de dringendheid van deze informatie-vraag: de biodiversiteitscrisis, de eindigheid en versnelde achteruitgang van ons natuurlijk kapitaal, effecten van klimaatwijziging,... Beleidsmakers moeten handelen, en de uitdaging is snel bruikbare informatie te leveren en toch aan te duiden wat de (on)zekerheden zijn (Jacobs *et al.* 2013b).

Veel vragen kunnen niet met beschikbare kwantitatieve data worden beantwoord (vb. socio-economische aspecten), en vergelijking is slechts mogelijk op het niveau van verwerkte data of indicatoren (Figuur 2). Geen van de betrokken experts is bij wijze van spreken 'bevoegd' om een uitspraak te doen buiten haar/zijn onderdeel van de analyse. Daarom moeten indicatoren zowel kwantitatief als kwalitatief op betrouwbaarheid worden getoetst. Gebaseerd op de methodes van het IPCC en MEA werd een voorstel ontwikkeld voor het communiceren van betrouwbaarheid van bevindingen (zie kader 3 in hoofdstuk 9, Jacobs *et al.* 2014). Deze betrouwbaarheidsbeoordeling is gebaseerd op de *onderbouwing* van de kennis en *consistentie* van de verschillende data-bronnen, en staat toe kwalitatieve en kwantitatieve databetrouwbaarheid te aggregeren in een heldere beoordeling.

Enerzijds is het beoordelen en communiceren van de betrouwbaarheid van indicatoren en bevindingen essentieel. Anderzijds kunnen onzekerheden altijd worden misbruikt door belanghebbenden die nadelen ondervinden van een wijzigend beleid (vb. in het debat rond klimaatwijziging). Het bekomen van een gedragen consensus is een uitweg uit dit urgentie-onzekerheidsdilemma (zie review Jacobs *et al.* 2014). In tegenstelling tot de 'natuurwetenschappelijke' consensus over klimaatwijziging vereisen ecosysteemdiensten een breder wetenschappelijk (natuur- en sociale wetenschappers) en maatschappelijk (beleidsmakers, belanghebbenden) draagvlak. De zogenaamde *transdisciplinaire* samenwerking speelt daarom een grote rol voor een ESD-gericht beleid. De nood aan dergelijke samenwerkingen vertaalt zich in het spontaan ontstaan van wetenschaps-beleids-platformen op nationaal en internationaal niveau (vb. BEES¹, CoP-NL², ESCOM³, IPBES⁴, ESP⁵). In het NARA werden de 16 ecosysteemdiensten-hoofdstukken daarom ook nagelezen of mee geschreven door experts vanuit wetenschappelijke instituten, beleidsmakers en het middenveld. Verdere uitwerking van kwantificering, integratie van data en ontwikkeling van indicatoren is nodig. Ecosysteemdiensten-indicatoren zijn nog steeds een optimale methode om de socio-economische afhankelijkheid van -en effecten op- het ecosysteem na te gaan en op te volgen.

¹ Community of Practice 'Belgium Ecosystem Services' (<http://www.beescommunity.be>)

² Community of Practice on ecosystem services in the Netherlands (<http://skbodem.nl/project/43>)

³ Ecosystem Service Community Scotland (<http://escomscotland.wordpress.com/>)

⁴ Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (<http://www.ipbes.net>)

⁵ The Ecosystem Services Partnership (<http://www.es-partnership.org>)

5.3.4 Van kartering naar ESD-boekhouding en scenario-ontwikkeling

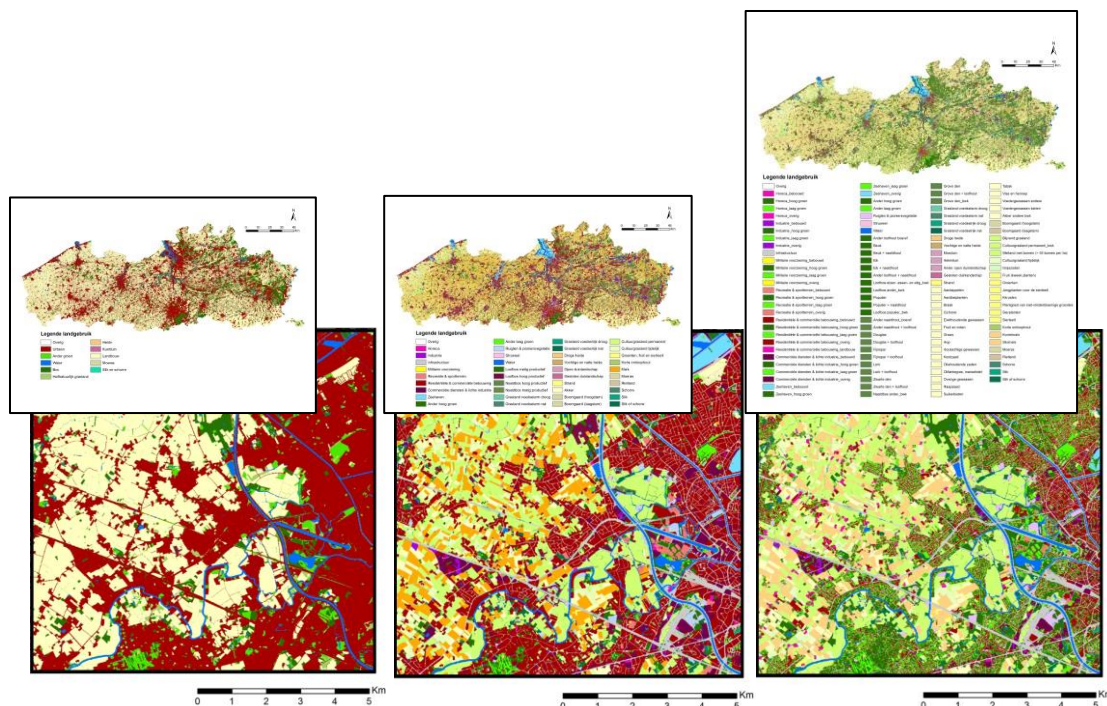
In dit deel demonstreren we een concrete uitdaging: het ontwikkelen van een pragmatische *ruimtelijke* boekhouding van het Vlaamse ESD-aanbod op basis van de best beschikbare biofysische karteringen. De te overwegen voor- en nadelen van een ESD-boekhouding *an sich* (Sullivan 2014), de conceptuele en methodologische vereisten van een herhaalde toestandsbeschrijving voor ecosysteemdiensten in Vlaanderen (zie hoger), en de gekoppelde ecosysteem- en welzijnsvariabelen (UNSD 2012) worden hier niet beschouwd. We focussen in deze paragraaf op een deelaspect, met name het omzetten van data met een variabele schaal en resolutie naar werkbaar én robuuste eenheden voor een ruimtelijk expliciete boekhouding van ESD-aanbod. Deze omzetting is essentieel voor de volgende stap in de natuurrapportage: het ontwikkelen van scenario's in NARA-S.

Een ESD-boekhouding vindt plaats in *eenheden* waarvan bepaalde *kenmerken* worden gedocumenteerd. Deze kenmerken (vb. hoeveelheid of oppervlakte van een ecosysteem en kwaliteit van ESD-levering) kunnen zodoende worden vergeleken doorheen de tijd of tussen locaties, net als bijvoorbeeld het opvolgen van populaties of habitats met bepaalde ecologische waarde. Het is essentieel dat de eenheden en de geselecteerde kenmerken het doel/onderwerp van de boekhouding goed weerspiegelen en dat ze in staat zijn om ruimtelijke en temporele wijzigingen te capteren.

Vanuit een ruimtelijk perspectief beschikken we met het NARA-T rapport over een uitgebreide kaartenset met variabele resolutie, schaal en onderbouwing. Intussen ontwikkelen zich nog complexere modellen die meer variabelen in rekening brengen op een fijnere schaal, vb. in het ECOPLAN project. De uitdaging voor een boekhouding van ESD-aanbod is deze fjnschalige en complexe modellen te capteren in werkbaar en herhaalbare eenheden.

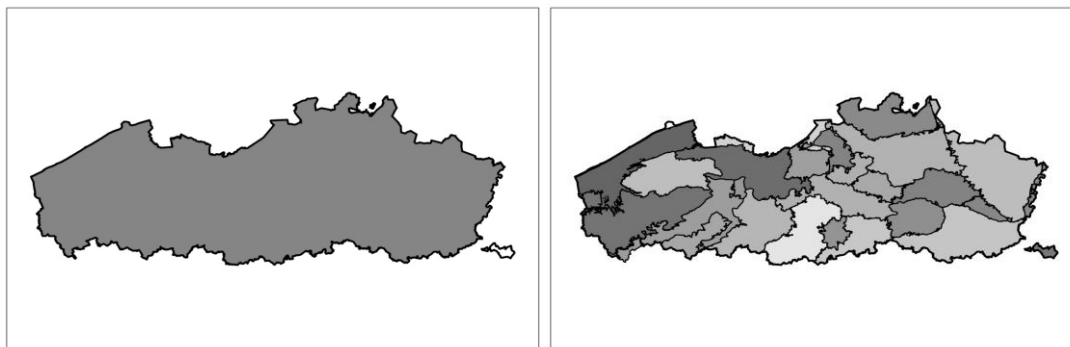
Vanuit het oogpunt van de natuurwetenschapper betekent het uitmiddelen van fjnschalige modellen over een reeks landgebruikseenheden en een groot gebied een ongewenst verlies aan informatie. Vanuit het oogpunt van de modelleur/statisticus geldt echter het parsimonie-principe van Ockham's scheermes: *Van twee oplossingen voor een probleem, is de eenvoudigste ook de beste* (Gauch 2003). Dit geldt trouwens evenzeer vanuit budgettair oogpunt voor de beleidsmaker. In het volgende voorbeeld worden effecten van thematische schaal en zonering van ESD-kartering gedemonstreerd.

In de aanloop naar dit natuurrapport werd een gedetailleerde landgebruikskaart ontwikkeld (Figuur 6, Poelmans en Van Daele 2014). Deze kaart combineert de best beschikbare en meest recente landgebruiksdata voor Vlaanderen op drie verschillende niveaus (11, 40 en 114 eenheden). We gaan na in hoeverre deze eenheden geschikt zijn om de ESD-data uit te middelen voor boekhouding op niveau Vlaanderen.



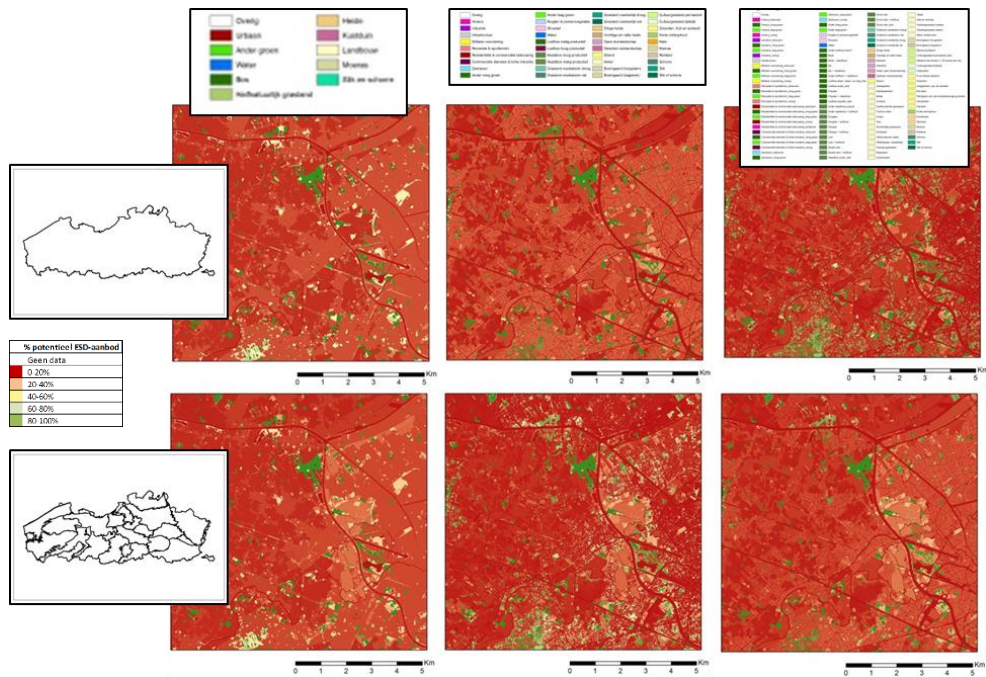
Figuur 6. De drie niveaus van de NARA landgebruikskaart (Poelmans en Van Daele 2014), met respectievelijk 11, 40 en 114 klassen.

In NARA-T zijn voor 14 diensten biofysische *potentieel aanbod*-kaarten beschikbaar. Elk van deze kaarten werd op zes manieren uitgemiddeld tot een boekhoudkundige kaart en vergeleken met de originele biofysische kaart. Op basis van zowel 11, 40 als 114 landgebruikseenheden werd *het gemiddelde ESD-aanbod per landgebruikseenheid* berekend. Dit gebeurde enerzijds voor heel Vlaanderen, en anderzijds per fysische eenheid (Figuur 7). Fysische eenheden voor Vlaanderen zijn homogene eenheden op basis van bodem, topografie en hydrologische kenmerken. Het demonstreren van deze effecten kan ook via andere fysische of administratieve opdelingen zoals rivierbekkens of provincies gebeuren. Het gaat in dit deel hier om het principe.

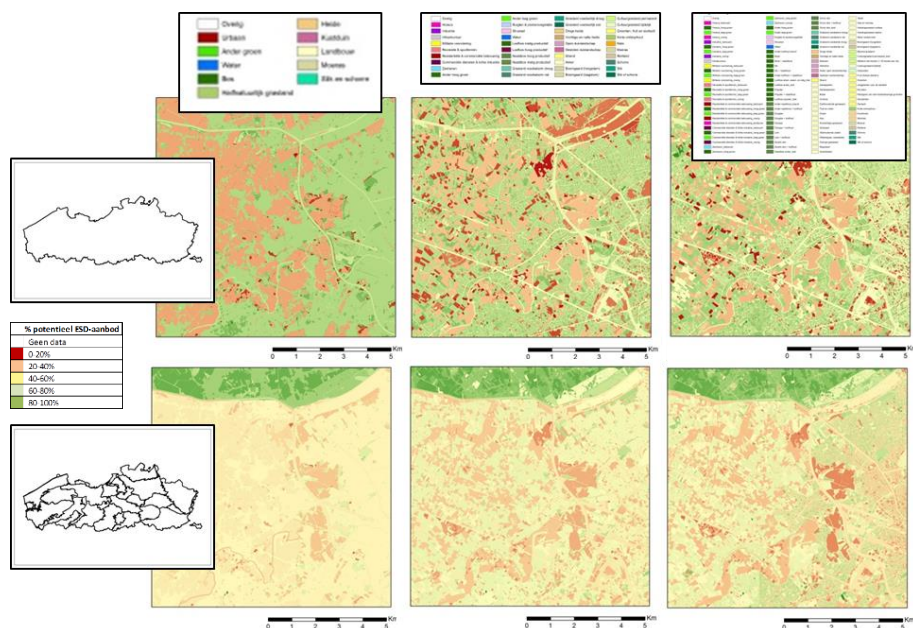


Figuur 7. Uitmiddelingbasis: Vlaanderen als geheel en opgedeeld in fysische systemen.

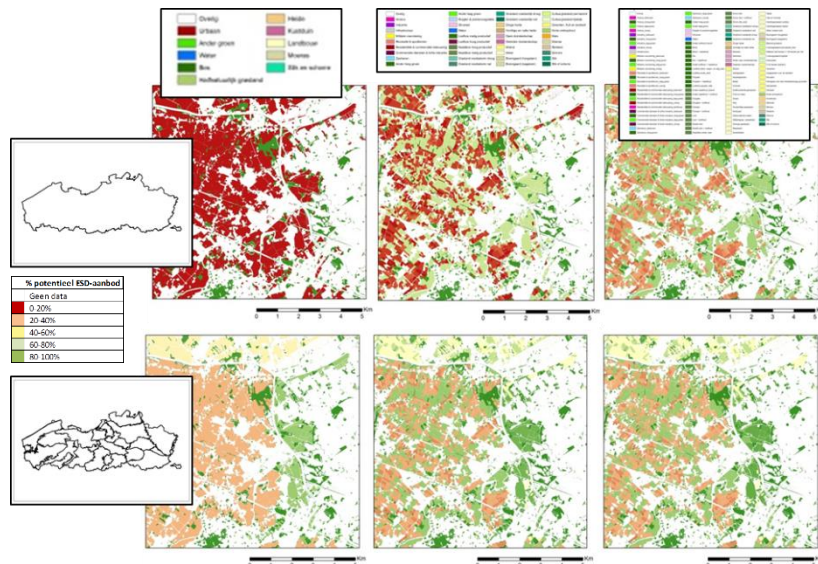
De uitgemiddelde kaarten werden vervolgens vergeleken met de oorspronkelijke biofysische kaarten. Vergelijking van de kaarten gebeurde via de *gemiddelde procentuele absolute afwijking* (verder 'residuen' genoemd) per pixel. Deze maat voor de variantie geeft de accuraatheid of precisie van de uitmiddeling weer. Hoe lager dit getal, hoe beter de kaarten op elkaar lijken. Om het effect van de uitmiddeling op de kartering van ecosystemendiensten te illustreren worden, hier enkele voorbeelden van uitgemiddelde kaarten getoond met uiteenlopende resultaten (Figuur 8, Figuur 9, Figuur 10).



Figuur 8. Zes uitmiddelingen voor de ecosysteemdienst Houtproductie. De kaart is ter vergelijkbaarheid weergegeven in vijf klassen, berekend uit het percentage van potentieel aanbod (vb. 0-20% geeft de 20% pixels weer met de laagste potentiële ESD-levering). Boven: uitmiddeling voor heel Vlaanderen, onder: uitmiddeling voor Vlaanderen per fysisch systeem. Van links naar rechts: uitmiddeling op basis van 11, 40 en 114 landgebruikseenheden. Een 10*10 km hok ten westen van Gent is voorgesteld ter vergelijking.



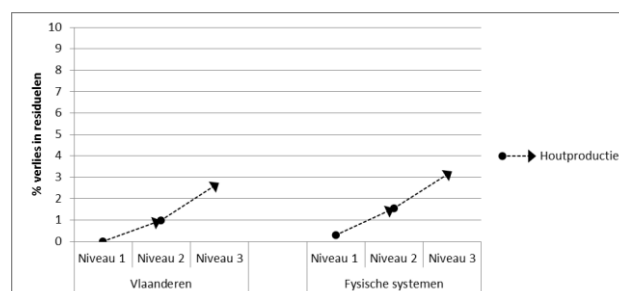
Figuur 9. Zes uitmiddelingen voor de ecosysteemdienst Waterproductie. De kaart is ter vergelijkbaarheid weergegeven in vijf klassen, berekend uit het percentage van potentieel aanbod (vb. 0-20% geeft de 20% pixels weer met de laagste potentiële ESD-levering). Boven: uitmiddeling voor heel Vlaanderen, onder: uitmiddeling voor Vlaanderen per fysisch systeem. Van links naar rechts: uitmiddeling op basis van 11, 40 en 114 landgebruikseenheden. Een 10*10 km hok ten westen van Gent is voorgesteld ter vergelijking.



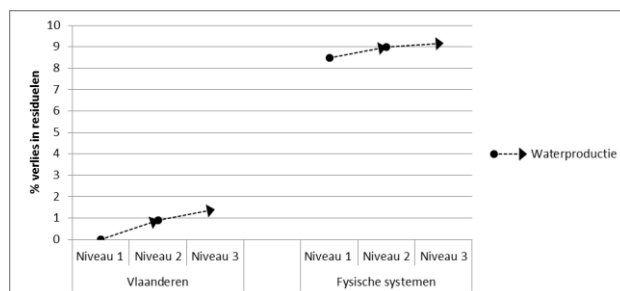
Figuur 10. Zes uitmiddelingen voor de ecosysteemdienst Regulatie globaal klimaat. De kaart is ter vergelijkbaarheid weergegeven in vijf klassen, berekend uit het percentage van potentieel aanbod (vb. 0-20% geeft de 20% pixels weer met de laagste potentiële ESD-levering). Boven: uitmiddeling voor heel Vlaanderen, onder: uitmiddeling voor Vlaanderen per fysisch systeem. Van links naar rechts: uitmiddeling op basis van 11, 40 en 114 landgebruikseenheden. Een 10*10 km hok ten westen van Gent is voorgesteld ter vergelijking.

Tussen de zes uitgemiddelde kaarten zijn duidelijke verschillen zichtbaar. Sommige verschillen treden op langsheen de eenheden (van links naar rechts in Figuur 8, Figuur 9, Figuur 10), andere eerder tussen de regio's (van boven naar onder in Figuur 8, Figuur 9, Figuur 10). Zowel de opdeling in landgebruiksklassen als de schaal van uitmiddeling hebben dus potentieel grote effecten op de eindresultaten (zie ook Gehlke en Biehl 1934; Wrigley *et al.* 1996; Openshaw 1996; Konarska 2002).

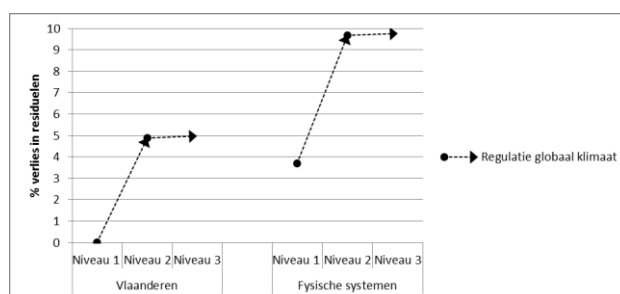
De meest eenvoudige uitmiddeling (11 landgebruikseenheden over heel Vlaanderen) heeft een gelijkaardig aantal klassen als de door EU gesuggereerde beoordelingsklassen (zie hoofdstuk 2). Als we de uitmiddeling echter detailleren (meer eenheden of regio's) wordt ze meer accuraat: de gemiddelde kaart lijkt beter op de biofysische kaart. Voor elke ecosysteemdienst kan zo worden bepaald wat de 'nuttige' detaillering is bij het ontwikkelen van karteringen voor boekhoudkundige of scenariodoelinden. De drie voorbeelden vertonen verschillend patronen over heel Vlaanderen (Figuur 11, Figuur 12, Figuur 13).



Figuur 11. Winst aan precisie bij verfijning van de uitmiddeling voor de ecosysteemdienst houtproductie. De grafiek geeft de stijging in precisie van de uitmiddeling weer bij een stijgend aantal landgebruikseenheden (niveau 1 tot 3: 11, 40 en 114 landgebruikseenheden) en bij het uitmiddelen over heel Vlaanderen (links) of apart per fysisch systeem (rechts).



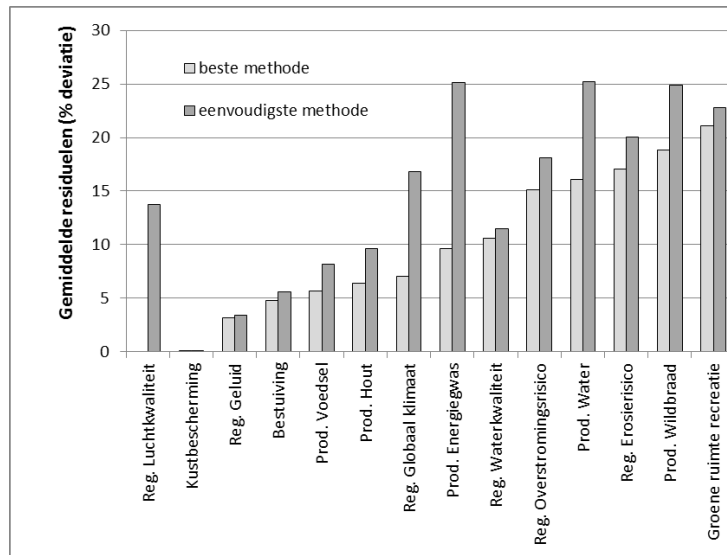
Figuur 12. Winst aan precisie bij verfijning van de uitmiddeling voor de ecosysteemdienst Waterproductie. De grafiek geeft de stijging in precisie van de uitmiddeling weer bij een stijgend aantal landgebruikseenheden (niveau 1 tot 3: 11, 40 en 114 landgebruikseenheden) en bij het uitmiddelen over heel Vlaanderen (links) of apart per fysisch systeem (rechts).



Figuur 13. Winst aan precisie bij verfijning van de uitmiddeling voor de ecosysteemdienst Regulatie globaal klimaat. De grafiek geeft de stijging in precisie van de uitmiddeling weer bij een stijgend aantal landgebruikseenheden (niveau 1 tot 3: 11, 40 en 114 landgebruikseenheden) en bij het uitmiddelen over heel Vlaanderen (links) of apart per fysisch systeem (rechts).

Voor Houtproductie levert het uitmiddelen van de biofysische kaart volgens 11, 40 of 114 landgebruikseenheden een kleine winst (3% preciezer) op. Het uitmiddelen over heel Vlaanderen of per fysisch systeem levert geen extra winst op. Voor Waterproductie is het patroon omgekeerd: terwijl de verfijning van landgebruikseenheden slechts 1% preciezer is, is de uitmiddeling per fysisch systeem 9% preciezer dan die over Vlaanderen. Regulatie globaal klimaat vertoont een gecombineerd patroon, met winsten van zowel detaillering in eenheden en per gebied (Figuur 13). Opmerkelijk is ook dat het uitmiddelen met 40 eenheden hier een duidelijke verbetering oplevert, maar het verder detailleren naar 114 klassen geen extra precisie bijbrengt.

Hoe gelijkend zijn de biofysische en uitgemiddelde kaarten nu voor de bestudeerde ecosysteemdiensten? Het is vanzelfsprekend dat de uitmiddeling van diensten die sterker afhankelijk zijn van landgebruik (of daarmee zijn gemodelleerd) beter zal scoren. Gemiddelde residuen variëren van <1% tot 25% (Figuur 14), wat vrij goed is in vergelijking met eerdere oefeningen (vb. Eigenbrod *et al.* 2010a). Deze precisie zegt echter niets over de *validiteit* van de biofysische kartering, welke veelal ook met een beperkt aantal variabelen werden opgesteld. Het is echter opmerkelijk dat de verschillen tussen biofysische en uitgemiddelde kaarten vaak dicht bij elkaar liggen voor de eenvoudigste uitmiddeling (11 eenheden * 1 regio = 11 klassen) en de beste uitmiddeling (114 eenheden * 22 regio's = 2508 klassen). Er zijn slechts enkele diensten waarvoor deze verfijning een grote verbetering in precisie oplevert.



Figuur 14. Afwijking van uitgemiddelde kaarten per ecosysteemdienst, telkens voor de eenvoudigste (11 landgebruikseenheden) en beste (114 eenheden * 22 fysische systemen = 2508 categorieën) methode.

Naast het integreren van data en indicatoren over vraag- en gebruikaspecten dient een ESD-boekhouding uit te gaan van een 'optimale' eenheid voor boekhouding van ESD-aanbod. In het kader van NARA wordt gewerkt aan een landgebruiks-detaillering die rekening houdt met ontwikkelende ESD-karteringen enerzijds en de vereisten voor een gedegen, maar realistische ESD-boekhouding op niveau Vlaanderen anderzijds. Een volgende stap in deze analyse is het gericht verfijnen van de landgebruikseenheden en regionale opdeling door middel van multivariate analyse. Zo kan een optimale thematische eenheden/regio uitmiddeling worden bepaald voor verschillende aparte diensten, voor bundels diensten en voor alle diensten. Deze analyses zijn nodig in het kader van de ontwikkeling van ruimtelijke scenario's in NARA-S.

Lectoren

(Deel 3.4 werd eveneens nagezien door de lectoren van hoofdstuk 9)

Sylvie Danckaert, Departement L&V, Afd. Monitoring en Studie, Dienst Studie

Bart de Knegt, Alterra – Wageningen UR

Helen Michels, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Dienst Rapportering en Advisering

Maarten Stevens, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Dienst Rapportering en Advisering

Elke Van den Broecke, Departement LNE, Afd. Milieu-, Natuur- en Energiebeleid, Dienst Beleidsvoorbereiding en -evaluatie

Peter Van Gossum, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Dienst Rapportering en Advisering

Referenties

Aichi 2014 <http://www.cbd.int/sp/targets/>

Bade T., van Erk A., Houben S., Smid G. 2011. Hoge Kempen, Hoge Baten. De baten van het Nationaal Park Hoge Kempen in kaart gebracht.

BEES 2014. Policy Brief I van de Belgium Ecosystem service Community of practice http://share.bebif.be/data/web_bees_brief_i_nature_why_care_l.pdf

Block, T. and Van Assche, J. 2001. Co-design of Indicators on Urban Sustainable Development – Case Ghent, Belgium: Centre for Sustainable Development, Ghent University.

Brittain, C., Williams, N. Kremen, C., Klein, A-M (2013). Synergistic effects of non-Apis bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society B*. 280: 20122767

Cartwright, L. 2000. Selecting local sustainable development indicators: does consensus exist in their choice and purpose?, *Planning Practice and Research*, 15 (1), pp. 65-78.

Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemsen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 4, 1–11. doi:10.1016/j.ecoser.2013.02.001

ECBD 2014: Nature-Based Solutions: Innovation potential for smart, sustainable & inclusive growth in Europe. Intergroup meeting, Tuesday, 30th of September 2014, European Parliament, Brussels. http://www.ebcd.org/en/EP_Intergroup_CCBSD/Nature-Based_Solutions__Innovation_potential_for_Smart__Sustainable__Inclusive_Growth_in_Europe.html

Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010a. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J. Appl. Ecol.* 47, 377–385. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x

EU 2011a Europese Commissie. 2011. Onze levensverzekering, ons natuurlijk kapitaal: een EU-biodiversiteitsstrategie voor 2020 Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement, de Raad, het Europees Economisch en Sociaal Comité en het Comité van de Regio's. Brussels, 3.5.2011 COM(2011) 244 definitief.

EU 2011b Europese Commissie. 2011. Stappenplan voor efficiënt hulpbronnengebruik in Europa. Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement, de Raad, het Europees Economisch en Sociaal Comité en het Comité van de Regio's. Brussels, 20.9.2011 COM(2011) 571 definitief

EU 2014. http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docoffic/official/reports/cohesion6/index_en.cfm

Gauch, H. *Scientific Method in Practice*, Cambridge University Press, 2003, ISBN 0-521-01708-4

Gehlke, C. and Biehl, K., 1934. Certain Effects of Grouping Upon the Size of the Correlation Coefficient in Census Tract Material, *Journal of American Statistical Association*, 29:169-170.

Guy, G. and Kibert, C. 1998. Developing indicators of sustainability: US experience, *Building Research and Information*, 26 (1), pp. 39-45.

Hammond, A.; Adriaanse, A.; Rodenburg, E.; Bryant, D.; Woodward, R. 1995. *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*, Washington, DC: World Resources Institute.

Holden, M., 2013. Sustainability indicator systems within urban governance: Usability analysis of sustainability indicator systems as boundary objects. *Ecol. Indic.* 32, 89–96. doi:10.1016/j.ecolind.2013.03.007

Innes, J. E. 1990. *Knowledge and Public Policy: The Search for Meaningful Indicators*, 2^a Ed., New Brunswick: Transaction Publishers.

- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2014. 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecol. Modell.* doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024
- Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H., 2013a. Editorial: No Root, No Fruit – Sustainability and Ecosystem Services, in: *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. xix–xxviii.
- Jacobs, S., Keune, H., Vrebos, D., Beauchard, O., Villa, F.F., Meire, P., 2013b. Ecosystem Service Assessments: science or pragmatism?, in: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. 157–165.
- Jesinghaus, J. 1999. Indicators for Decision Making, European Commission, JRC/ISIS/MIA, TP361, 1-21020 Ispra (VA), Italy.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecol. Indic.* 28, 54–78. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006
- Kinghorn, A.D. Pan, L., Fletcher, J.N., Chai H. (2011) The Relevance of Higher Plants in Lead Compound Discovery Programs. *Journal of Natural Products*.74(6): 1539–1555.
- Klatt, B. K., Holzschuh, A., Westphal, C. et al. (2014). Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 281: 20132440. DOI: 10.1098/rspb.2013.2440.
- Konarska, K.M., Sutton, P.C., Castellon, M., 2002. Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation: a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. *Ecol. Econ.* 41, 491–507. doi:10.1016/S0921-8009(02)00096-4
- MA 2005. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P., Condé, S., Schägner, J., Miguel, J.S., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J., Pereira, H., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo, E., Gelabert, Spyropoulou, R., Petersen, J., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., Bidoglio, G., San Miguel, J., Royo Gelabert, E., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. EU DG Env, Luxembourg. doi:10.2779/12398
- MDG 2014 <http://www.un.org/millenniumgoals/>
- Meadows, D. H. 1998. Indicators and Information Systems for Sustainable Development, a report submitted to Balaton Group, Hartland: Sustainability Institute.
- Moreno-Pires, S. 2011. Sustainability Indicators and Local Governance in Portugal. PhD thesis. Universidade de Aveiro.
- Mulder, I; Mitchell A W; Peirao, P, Habtegabere, K., Cruickshank, P., Scott, G., Meneses, L., 2013. 'The NCD Roadmap: implementing the four commitments of the Natural Capital Declaration', UNEP Finance Initiative: Geneva and Global Canopy Programme: Oxford.
- Openshaw, S. 1996. Developing GIS-relevant zone-based spatial analysis methods. Page 55-73 in P. Longley and M. Batty (eds) *Spatial analysis: modelling in a GIS environment*. Cambridge: GeoInformation International.
- Poelmans, L. & Van Daele, T., 2014. Landgebruikskarta NARA-T 2014. VITO-rapport 2014/RMA/R/45. VITO (in opdracht van INBO via referentietraak Natuurrapportering)
- Rio+20 2014 <http://www.uncsd2012.org/>
- Rusch, A. Valentin-Morison, M., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P (2012) Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landscape and Urban Planning*. 105: 62-73.

- Russell JR, Huang J, Anand P, et al. Biodegradation of polyester polyurethane by endophytic fungi. *Applied and Environmental Microbiology*. 2011;77(17):6076–6084.
- Schägnier, J.P., Brander, L., Maes, J., Hartje, V., 2013. Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. *Ecosyst. Serv.* 4, 33–46. doi:10.1016/j.ecoser.2013.02.003
- Schmitt, E.K. Moore, C.M., Krastel, P. Petersen, F. (2011) Natural products as catalysts for innovation: a pharmaceutical industry perspective. *Current Opinion in Chemical Biology*. 15:497-504.
- Sullivan, S., 2014. The natural capital myth ; or will accounting save the world ? Preliminary thoughts on nature , finance and values. Manchester. LCSV working Paper Series Nr. 3
- TEEB 2011 <http://www.teebweb.org/>
- TEEB. 2011. The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London and Washington.
- Van Reeth, W., 2013. Ecosystem Service Indicators. Are we measuring what we want to manage?, in: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. 41–61.
- Voinov, A., Seppelt, R., Reis, S., Nabel, J.E.M.S., Shokravi, S., 2014. Values in socio-environmental modelling: Persuasion for action or excuse for inaction. *Environ. Model. Softw.* 53, 207–212. doi:10.1016/j.envsoft.2013.12.005
- Wrigley, N., Holt, T., Steel, D., and Tranmer, M. 1996. Analysing, modelling, and resolving the ecological fallacy. Pages 25-40 in P. Longley and M. Batty (eds) *Spatial analysis: modelling in a GIS environment*. Cambridge: GeoInformation International.