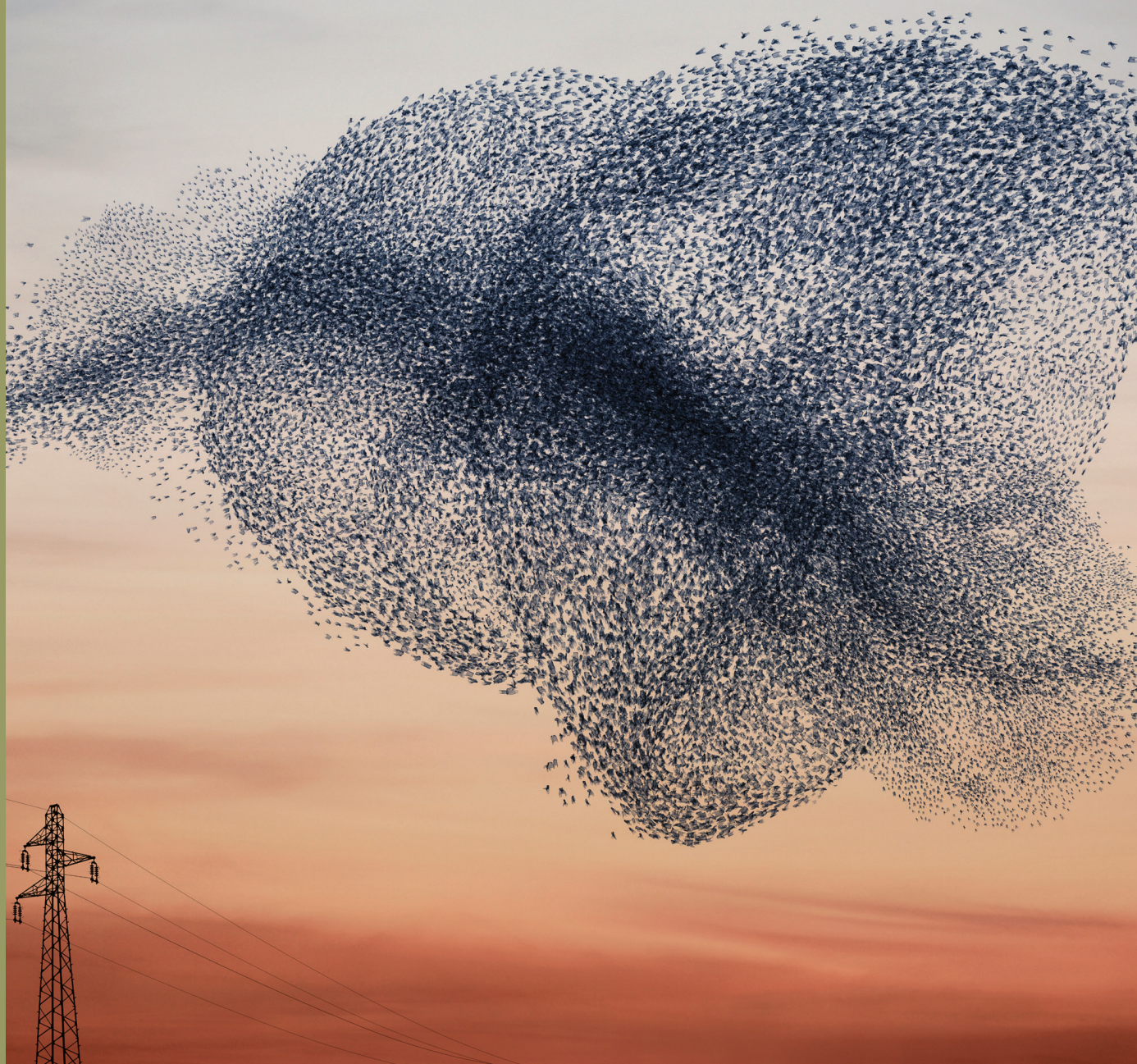




Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen
TECHNISCH RAPPORT



Hoofdstuk 9

Interacties tussen aanbod, gebruik en vraag van ecosysteemdiensten in Vlaanderen

*Sander Jacobs, Toon Spanhove, Marijke Thoonen, Lieven De Smet,
Annelies Boerema, Katrien Van der Biest, Dries Landuyt*

Auteurs:

Sander Jacobs¹, Toon Spanhove¹, Marijke Thoonen¹, Lieven De Smet¹, Annelies Boerema², Katrien Van der Biest², Dries Landuyt^{3,4}

¹: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

²: Universiteit Antwerpen

³: Universiteit Gent

⁴: VITO

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 vestiging
Straat nr, postcode stad
www.inbo.be

e-mail:

sander.jacobs@inbo.be

Wijze van citeren:

Sander Jacobs, Toon Spanhove, Marijke Thoonen, Lieven De Smet, Annelies Boerema, Katrien Van der Biest, Dries Landuyt (2014). Hoofdstuk 9 – Interacties tussen aanbod, gebruik en vraag van ecosysteemdiensten in Vlaanderen (INBO.R. 2014.6160569). 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/2014/3241/351

INBO.R. 2014.6160569

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Murmurations nr. 4 - Ephemeral Plastic Sculptures, 2012 - 2014 ©Alain Delorme



**Ecosystem Management
Research Group (Ecobe)**
University of Antwerp

Hoofdstuk 9 – Interacties tussen aanbod, gebruik en vraag van ecosysteemdiensten in Vlaanderen

Sander Jacobs, Toon Spanhove, Marijke Thoonen, Lieven De Smet, Annelies Boerema, Katrien Van der Biest, Dries Landuyt

Hoofdlijnen

- **Ecosysteemdiensten (ESD) kunnen niet los van elkaar worden gezien.** Zowel aanbod, gebruik als vraag beïnvloeden elkaar op verschillende schalen. De huidige kennis van negatieve en positieve interacties ('trade-offs' en 'synergieën') biedt een basis voor het verbeteren van ecosysteemdiensten-levering.
- Ecosystemen worden bewust gewijzigd om de levering van (vooral producerende) diensten te verbeteren, maar sommige **gebruikstypes leggen een hypotheek op het aanbod** van andere ecosysteemdiensten of op de toekomstige levering.
- Het **ESD-aanbod kan worden geoptimaliseerd** door het landgebruik ruimtelijk af te stemmen op het ecologische potentieel. De mogelijkheden voor grote veranderingen in landgebruik zijn in Vlaanderen echter beperkt.
- **Natuurgebaseerd ESD-gebruik** -het verminderen van negatieve en vermeerderen van positieve interacties- **vergroot de totale ESD-levering**. Ook de levering op lange termijn wordt beter gegarandeerd. Vooral een aanpassing van de manier waarop producerende diensten worden gebruikt biedt mogelijkheden voor het verhogen van levering van ecosysteemdiensten Vlaanderen.
- De ESD-vraag van Vlaanderen is afhankelijk van globale ecosystemen en van bescherming en herstel van ecosysteemdiensten op wereldschaal.
- De vraag naar ecosysteemdiensten wordt sterk bepaald door de situatie van belanghebbenden op lokale schaal.
- **ESD-assessments vereisen de betrouwbare integratie van uiteenlopende informatie.** Enkel analyseren/karteren van ruimtelijke en kwantitatieve data van ESD-aanbod voor Vlaanderen -vaak zonder bepaling van betrouwbaarheid- houdt grote risico's in voor het beleid. Zonder vergelijking met ESD-vraag en ESD-gebruik op verschillende schalen heeft het karteren van (gebundeld) ESD-aanbod enkel demonstratief nut.
- **Ontwikkelen van ESD-boekhouding en scenario-evaluatie** (NARA-S) vereist de integratie van bestaande kennis en onzekerheden voor alle aspecten van ecosysteemdiensten en het ontwikkelen van geijkte methodes voor participatie en validatie.

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 ESD-gericht beleid:

1. Hoe beïnvloedt de mens ecosysteemdiensten?
2. Wat is de toestand en trend van de ecosystemen en biodiversiteit?
3. Wat is de toestand en trend van de ecosysteemdiensten?
4. Wat is de rol van biodiversiteit voor ecosysteemdiensten?
5. Hoe dragen ecosysteemdiensten bij aan welzijn?
6. Hoe kunnen we ecosysteemdiensten waarderen?
7. Hoe kunnen we ecosysteemdiensten gebruiken?
8. Wat zijn de kenmerken van een ESD-gericht beleid?

De rapportering van NARA-T bestaat uit een technisch rapport en een synthese. De synthese vat de technische hoofdstukken samen in conclusies voor het beleid. Het technisch rapport bestaat op zijn beurt uit 26 hoofdstukken. In de eerste 10 hoofdstukken wordt naar een antwoord gezocht op de onderzoeksvragen van NARA-T, op basis van de kennis uit de laatste 16 hoofdstukken waarin ecosysteemdiensten in Vlaanderen afzonderlijk worden besproken.

De ecosysteemdienstenhoofdstukken van het technisch rapport (Hoofdstukken 11 tot 26) werden gepubliceerd in het voorjaar van 2013. Hoofdstukken 1 tot 10 gebruiken deze ESD-hoofdstukken als kennisbasis (zie www.nara.be).

Korte inhoud

Ecosystemen ondersteunen de levering van ecosysteemdiensten. Ecosysteemdiensten (ESD) zijn de goederen en diensten van ecosystemen die 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.

Een wijziging in de ene ecosysteemdienst heeft steeds een invloed op andere ecosysteemdiensten. Sommige diensten sluiten elkaar uit, andere worden samen geleverd. Kennis over deze relaties en interacties is onontbeerlijk om het effect van beslissingen op ecosysteemdiensten in te schatten. Interacties tussen ecosysteemdiensten spelen zowel binnen als tussen aanbod, gebruik en vraag van ecosysteemdiensten.

Optimalisatie van ESD-aanbod

Niet elk ecosysteem heeft dezelfde ecologische capaciteit voor levering van ecosysteemdiensten. Denk bijvoorbeeld aan het verschil in infiltratiecapaciteit of bodemvruchtbaarheid, afhankelijk van het bodemtype. De variabele ecologische capaciteit noemen we *aanbodinteracties*, en ze bepaalt de natuurlijke speelruimte voor een *optimale levering* van ecosysteemdiensten (bv. akkers worden best op de vruchtbare gronden aangelegd). Aanbodinteracties worden geanalyseerd door middel van kruistabellen met trade-offs en synergieën tussen de diensten. De aanbodinteracties worden gestoffeerd met kaartvoorbeelden, de stand van zaken in ontwikkeling van geïntegreerde modellen, ESD-boekhouding en scenario's.

Natuurgebaseerd ESD-gebruik

Gebruiksinteracties worden bepaald door de effecten van het gebruik: het gebruik van de ene dienst (bv. waterzuivering door een waterrijk gebied) heeft een effect op het aanbod van andere diensten (bv. mogelijkheden voor waterrecreatie). Een meer natuurgebaseerd gebruik kan vanuit ecologisch oogpunt wenselijk zijn, terwijl anderzijds vaak een (deels) technische invulling vereist is om aan de vraag te voldoen. Gebruiksinteracties bepalen de mogelijkheden voor *multifunctionele levering* van ecosysteemdiensten. Op basis van een meta-analyse van de verzamelde kennis in de 16 ecosysteemdienstenhoofdstukken worden gebruiksinteracties vergeleken tussen het huidige en een meer natuurgebaseerd gebruik. Zo wordt nagegaan welke wijzigingen in ESD-gebruik een positief effect hebben op de totale levering van diensten, en op het waarborgen van de toekomstige levering.

Integratie van schaalniveaus en belanghebbenden

Verschillende belanghebbenden hebben een verschillende vraag naar ecosysteemdiensten, ook op grotere of kleinere schaal en doorheen de tijd (bv. globaal effect van onze voedselvraag, aanbod voor volgende generaties, lokale noden). *Vraaginteracties* bepalen zo de *schaal* van ecosysteemdiensten in de economische realiteit. Vraaginteracties spelen zowel doorheen de tijd, op globale als op lokale schaal een rol. Het vooraf selecteren van ecosysteemdiensten en het wegen van hun maatschappelijk belang is een bepalende maar vaak vergeten stap in ESD-assessments. In dit deel worden enkele globale en lokale schaalaspecten van ecosysteemdiensten geïllustreerd.

Dit hoofdstuk synthetiseert de drie interacties op basis van een synthese van de informatie uit de ecosysteemdienstenhoofdstukken (zie hoofdstuk 11 tot 26), lopende onderzoeksprojecten en literatuur. De bevindingen worden gelinkt aan de hoofdstukken rond biodiversiteit (zie hoofdstuk 6), welzijn (zie hoofdstuk 7), waardering (zie hoofdstuk 8) en beleid (zie hoofdstuk 10).

Inhoudsopgave

Hoofdpijnen.....	4
Het Natuurrapport.....	5
Korte inhoud	6
Inhoudsopgave	7
9.1. Interacties: waarom zijn ze belangrijk?	8
9.2. Optimalisatie van het aanbod: kiezen is verliezen.....	12
9.2.1. Over bundels, trade-offs en synergieën	12
9.2.2. BBN-Modellen voor fysisch en landgebruiksaanbod	18
9.2.3. Een index voor het bepalen van potentiële interacties	21
9.2.4. Conclusies optimalisatie van ESD-aanbod	23
9.3. Multifunctioneel gebruik: één plus één is drie	27
9.3.1. Naar een natuurgebaseerd ESD-gebruik in Vlaanderen?.....	32
9.3.2. Waarborgen van toekomstige ecosysteemdiensten.....	35
9.3.3. Conclusies multifunctioneel gebruik van ecosysteemdiensten	39
9.4. Cui bono? Ecosysteemdiensten van globaal tot lokaal.....	40
9.4.1. De maatschappelijke realiteit van schaalinteracties	40
9.4.2. De globale context: België als importeur van ecosysteemdiensten	41
9.4.3. De lokale context: een verkennende gevalstudie voor ecosysteemdiensten in Gent	44
9.4.4. Conclusies globale en lokale schaal van interacties.....	50
Lectoren	51
Referenties.....	52
Bijlage 1 Procedure voor gestandaardiseerde ESD-aanbodkaarten	55

9.1. Interacties: waarom zijn ze belangrijk?

Ecosysteemdiensten (ESD) worden gedefinieerd als *de goederen en diensten van ecosystemen die (vaak via bijkomende investering) worden omgezet in voordelen voor de mens* (Burkhard *et al.* 2012, 2014). Sommige diensten gaan ten koste van elkaar, andere diensten versterken elkaar. Niet alle ecosysteemdiensten kunnen tegelijk maximaal worden geleverd: een wijziging in de ene ecosysteemdienst heeft steeds invloed op andere ecosysteemdiensten. Kennis over deze interacties is onontbeerlijk om het effect van beleidsbeslissingen op ecosysteemdiensten in te schatten. Een voorwaarde voor ESD-onderzoek of beleid is daarom dat ecosysteemdiensten steeds in 'bundels' moeten worden bekeken. Maar wat zijn nu precies die interacties en bundels?

De drie grote types ESD-interacties situeren zich op het vlak van aanbod, gebruik en vraag, met telkens hun specifieke uitdaging. In het volgende overzicht worden deze types en uitdagingen geduid. Dit is belangrijk voor het begrijpen van interacties en hun belang voor een ESD-gericht beleid. Naar analogie met de ESD-cyclus (zie hoofdstuk 2) worden ook de analyses in dit hoofdstuk in drie types beschreven. Dit hoofdstuk focust niet op de fijne radertjes van de interactiemechanismen tussen specifieke ecosysteemdiensten. Deze staan beschreven in de 16 ESD-hoofdstukken (zie hoofdstuk 11 tot 26). Voor een analyse op niveau Vlaanderen zijn vooral de grotere patronen relevant.

Optimalisatie van ESD-aanbod

Ecosysteemdiensten worden ondersteund door ecosysteemfuncties. Verschillende ecosystemen, als een geheel van complexe en op elkaar inwerkende biotische en abiotische functies, hebben verschillende potenties voor ESD-aanbod. Een bosecosysteem kan meer hout leveren dan een landbouwecosysteem, dat meer voedsel kan leveren. De ecosysteemkenmerken (structuur, compositie, processen, locatie, oppervlakte, configuratie,...) en hun samenhang bepalen zodoende de *ESD-aanbod interacties*. De uitdaging hier is ruimtelijke *optimalisatie*: ecosysteemdiensten realiseren op de locatie die er volgens verschillende ecologische kenmerken het meest geschikt voor is.

De mogelijkheden voor optimalisatie van het ESD-aanbod worden geanalyseerd op basis van de aanbodinteracties (zie deel 9.2). Dit levert een overzicht op van de risico's op trade-offs en opportuniteiten voor synergieën tussen de ecosysteemdiensten. Als basis hiervoor worden de data en methode uit het ESD-capaciteitenrapport (Jacobs *et al.* 2013a) gebruikt. De beschikbare ruimtelijke data uit de 16 ESD-rapporten (zie hoofdstuk 11 tot 26) worden gebruikt om de verschillende bundels in ESD-aanbod voor Vlaanderen te karteren. Optimalisatie vereist echter het flexibel integreren van grote hoeveelheden zeer verscheiden informatie, van ruimtelijk expliciet tot generiek, van kwalitatief tot kwantitatief en van metingen tot modellen. In het onderdeel over een statistische methode (Bayesiaanse netwerken zie deel 9.2.2) worden de laatste ontwikkelingen in dit onderzoeksveld voor Vlaanderen geschetst.

Natuurgebaseerd ESD-gebruik

Ecosysteemdiensten vereisen meestal investeringen om te worden omgezet in een baat. Het kan gaan om arbeid, energie, of een puur intellectuele inspanning (zie kader 1 en kader 4). Deze investering varieert in grootte en samenstelling (bijvoorbeeld: grote niet-hernieuwbare inputs bij het intensief bewerken van een akker versus de kleine fysieke arbeidsinvestering bij het maken van een wandeling om te genieten van een stuk natuur). De investeringen (voor het ESD-gebruik) hebben echter een invloed op het originele ecosysteem, en dus op het aanbod van andere (en dezelfde) ecosysteemdiensten. Deze *interacties in ESD-gebruik* kunnen positief (synergieën) of negatief (trade-offs), klein of groot zijn. De uitdaging is zoveel mogelijk diensten gebruiken, op lange termijn en met minimale trade-offs en maximale synergieën. *Natuurgebaseerd ESD-gebruik* (gedefinieerd als het verlagen van niet-hernieuwbare investeringen, zie kader 1) kan hier een oplossing bieden.

Veel gebruiksinteracties (zie deel 9.3) zijn onmogelijk uit kaartmateriaal te destilleren. De effecten op aanbod van andere ecosysteemdiensten zijn veelal niet beschikbaar in kwantitatieve, laat staan ruimtelijke data. In het beste geval is er een gedeeltelijk ruimtelijk beeld van het huidige dominante ESD-gebruik. Bovendien zijn ruimtelijke correlaties (die vaak als proxy voor interacties

worden gebruikt) niet steeds een gevolg van een causaal verband of reële interactie. De 16 ESD-hoofdstukken (zie hoofdstuk 11 tot 26) bevatten echter een schat aan bruikbare informatie over de effecten van ESD-gebruik op het aanbod van andere (en dezelfde) diensten. In de meta-analyse werden alle referenties naar interacties gecodeerd per dienst (welk ESD-gebruik heeft welk effect op welk ESD-aanbod), betrouwbaarheid (zie kader 3) en volgens een gebruiksgradiënt van technisch naar natuurlijk. Voor de 16 ecosysteemdiensten worden op die manier *reële* gebruiksinteracties tussen (bundels van) diensten gedocumenteerd. Zo kan het effect van ESD-gebruik op het aantal, de grootte en de richting van deze interacties worden nagegaan. Via een hypothetische projectie van bestaande - meer natuurgebaseerde- gebruikstypes en hun interacties wordt het totale effect van een natuurgebaseerd ESD-gebruik gedemonstreerd.

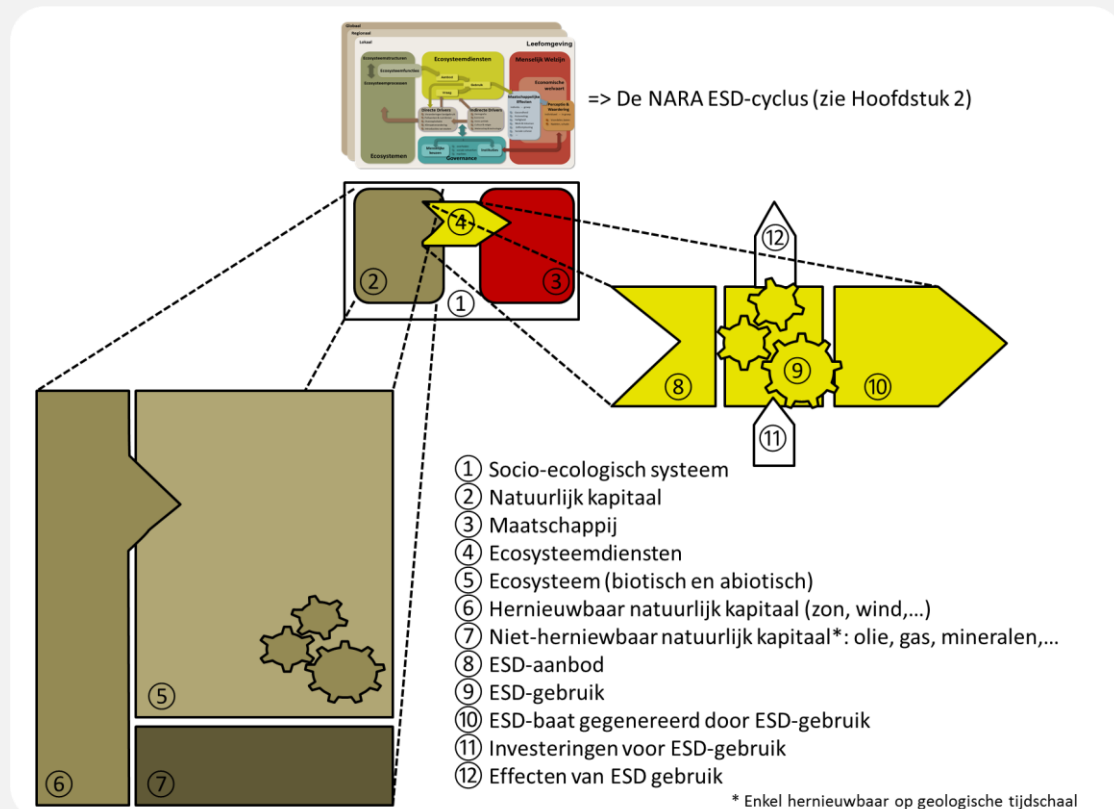
Integratie van schaalniveaus en belanghebbenden

Het aanbod aan ecosysteemdiensten wordt via gebruik omgezet in voordelen voor de mens. De vraag naar ecosysteemdiensten bepaalt rechtstreeks welke diensten maatschappelijk belangrijk zijn. Het socio-economische aspect is zo mogelijk nog complexer dan het ecosysteem. Ruimtelijk spelen lokale tot globale belangen een rol, in combinatie met eigendomsrechten, politieke inspraak en ongelijke verdeling van macht, informatie, middelen en welzijn. Maar ook het duurzaamheidsaspect is bepalend, bijvoorbeeld in hoeverre het functioneren van een systeem (en de potentiële diensten) gevrijwaard moet worden voor de komende generaties. Kennis over *interacties binnen de totale ESD-vraag* is daarom essentieel.

Vraaginteracties worden in deel 9.4 slechts kort behandeld via een globale en een lokale casus. Enerzijds wordt aan bestaande studies over onze buitenlandse voetafdruk een ESD-perspectief toegevoegd. Anderzijds wordt ingegaan op lokale ruimtelijke variaties in een stedelijke context voor drie ecosysteemdiensten in Gent.

Kader 1 - ESD-gebruik als motor van maatschappelijke baten

Hier worden enkele onderdelen van de NARA ESD-cyclus (zie Hoofdstuk 2) belicht vanuit klassiek ecologisch-economisch perspectief. Voor een goed begrip van interacties staat de notie van natuurlijk kapitaal centraal (Maes *et al* 2013, Figuur 1). Dit natuurlijk kapitaal (② in Figuur 1) kan worden opgedeeld in verschillende onderdelen. Het *ecosysteem* (⑤), dat zichzelf continu hernieuwt op basis van *hernieuwbaar natuurlijk kapitaal* (⑥) zoals zon en wind, en dat deels wordt opgeslagen in *niet-hernieuwbaar kapitaal* (⑦) zoals fossiele brandstoffen en mineralen. Deze laatste categorie is slechts heel langzaam hernieuwbaar op een geologische tijdschaal.



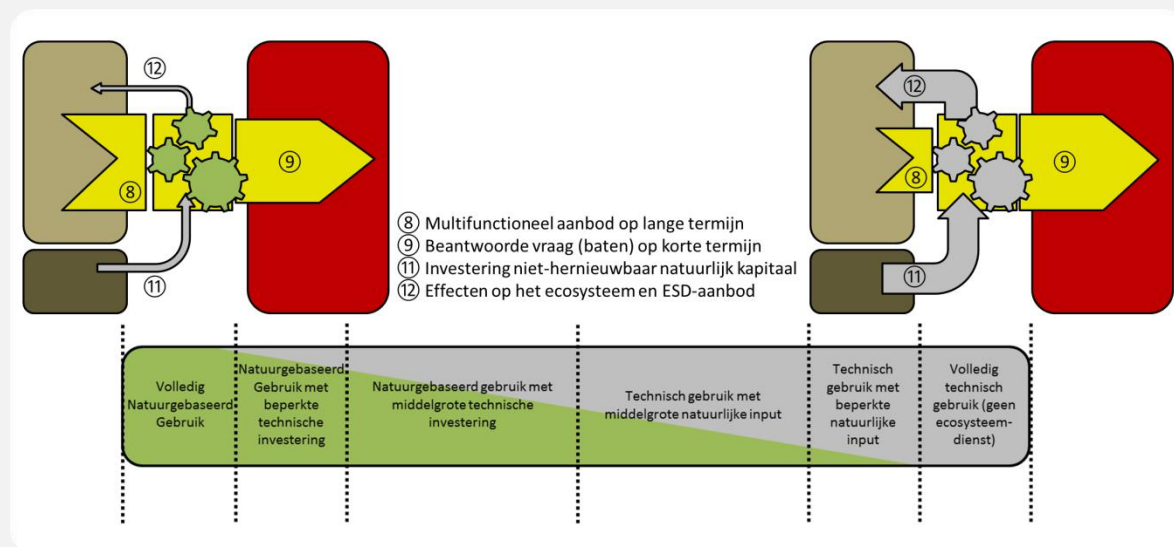
Figuur 1. *Ecosystemen, en ESD-gebruik vanuit klassiek ecologisch-economisch perspectief. Het concept van ESD-gebruik, de investering van verschillende kapitaalsvormen daarvoor en de effecten van dit gebruik op het ecosysteem bepalen de interacties tussen verschillende diensten.*

De maatschappij (③) is een deel van het socio-ecologische systeem (of 'leefomgeving', zie hoofdstuk 2) en ook hierin worden verschillende onderdelen onderscheiden. Ecologische economie focust op de verdeling van baten tussen groepen (klassen, landen, generaties,...) eerder dan op de geaggregeerde totale baat. Dit aspect wordt aangeraakt in deel 9.4 en verder uitgewerkt in hoofdstuk 8.

Ecosysteemdiensten (④) beschrijven de stroom aan baten vanuit het ecosysteem naar de maatschappij. Deze stroom komt tegemoet aan een ESD-vraag en vereist een ESD-aanbod (⑧). Essentieel is echter de stap daartussen: het ESD-gebruik (⑨). Dit ESD-gebruik is de 'motor' die de stroom aan baten genereert en op gang houdt. Ecosysteemdiensten zijn geen gratis geschenk van de natuur. Zo goed als elke dienst vereist een investering (⑪) om te worden omgezet in een baat. Deze investeringen zijn als het ware de brandstof van de ESD-gebruiksmotor.

Voor sommige van deze 'motoren' is slechts een kleine investering vereist, bijvoorbeeld voor het wandelen in de tuin en genieten van de natuur, waarvoor slechts een beperkte fysieke en intellectuele inspanning nodig is (Figuur 2 links). Dit is een natuurgebaseerd ESD-gebruik. Andere motoren vereisen grote hoeveelheden brandstof, zoals bv. de arbeid, technologie, fossiele

brandstoffen en mineralen die vandaag nodig zijn voor de voedselproductie (Figuur 2 rechts).



Figuur 2. *Natuurgebaseerd (links) versus technisch gebruik (rechts) van ecosysteemdiensten. Natuurgebaseerd ESD-gebruik vereist minder niet-hernieuwbaar natuurlijk kapitaal (11) en genereert minder negatieve effecten op het ecosysteem (12). De korte-termijn baten zijn in sommige gevallen kleiner (9), maar het aanbod op lange termijn (8) wordt gewaarborgd. Zie ook Figuur 1. Het gebruik van ecosysteemdiensten bevindt zich ergens langs deze gradiënt (zie ook Hoofdstuk 2 en Figuur 6).*

Hoe de ESD-gebruiksmotor wordt aangedreven, bepaalt dus enerzijds de hoeveelheid baten die worden gegenereerd, en anderzijds de effecten op het ecosysteem. Het ecosysteem wijzigt, en de capaciteit voor het aanbieden van ecosysteemdiensten wordt hier op zijn beurt door beïnvloed. Veel ecosystemen worden bewust gewijzigd om de levering van diensten te verbeteren, terwijl bepaalde gebruikstypes een hypotheek leggen op het ESD-aanbod van andere diensten en in de toekomst. In het ESD-gebruik kunnen we een gradiënt onderscheiden van natuurgebaseerd gebruik (weinig technische input, bv. natuurlijke zuivering in een moeras) tot technisch gebruik (weinig natuurlijke input, bv. waterzuiveringsstations met bacterieculturen, Figuur 2).

Natuurgebaseerd gebruik van ecosysteemdiensten is het gebruik van ecosysteemdiensten met een zo klein mogelijke investering van fossiele brandstoffen en mineralen (niet-hernieuwbaar kapitaal) maar het optimaal benutten en inzetten van ecologische processen (hernieuwbaar natuurlijk kapitaal). Multifunctioneel gebruik gaat uit van het duurzaam voorzien van meerdere functies of baten door hetzelfde ecosysteem. ESD-gebruik vereist dus rationele keuzes: welke diensten zijn belangrijk ten opzichte van andere diensten en in welke mate kan toekomstige levering worden gevrijwaard? In tweede instantie is het belangrijk te weten wat het effect is van de verschillende ESD-gebruikstypes (natuurgebaseerd vs. technisch) op het ecosysteem en de levering van de andere diensten.

9.2. Optimalisatie van het aanbod: kiezen is verliezen

In dit onderdeel van het hoofdstuk ligt de focus op het aanbod van ecosysteemdiensten. Dit aanbod wordt gegenereerd door ecosystemen, die een combinatie zijn van natuurlijke (biotische en abiotische) elementen en menselijke processen. Niet alleen de interacties tussen organismen en hun abiotische omgeving bepalen dus het aanbod, maar ook de interacties van de mens die deze ecosystemen bewust en onbewust aanpast. In dit deel wordt gefocust op de (ruimtelijke) link tussen het ecologisch potentieel en het optimale landgebruik. De link naar het gebruik van ecosysteemdiensten (zie deel 9.3) is hier duidelijk aanwezig.

9.2.1. Over bundels, trade-offs en synergieën

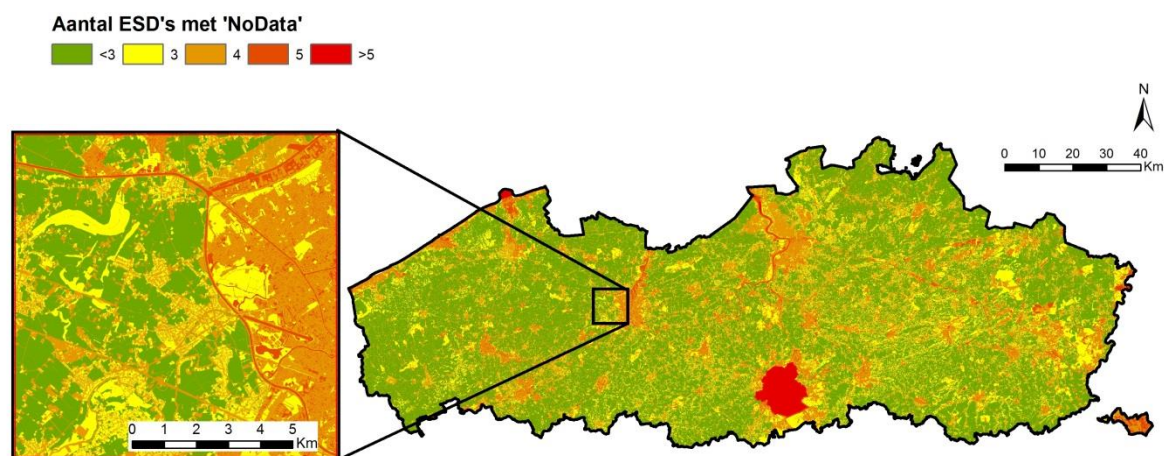
Het aanbod van ecosysteemdiensten doorheen het landschap wordt bepaald door verschillende factoren. De fysische geschiktheid van de locatie (bodemkenmerken, ligging, afstand tot bewoning,...) bepaalt het potentiële aanbod. Op dit niveau treden reeds interacties tussen diensten op: de optimale condities voor het aanbod van de ene ecosysteemdienst niet steeds samen vallen met deze voor een andere. Ecologische functies zijn sterk verweven en ondersteunen verschillende diensten. Door het toekennen van functies aan diensten kan de geschiktheid (fysische of 'niveau 1 interacties' sensu van der Biest *et al.* 2013) worden bepaald, en hiermee een optimaal ESD-aanbod. Deze 'fysisch potentieel' ESD-bundel omvat dus alle diensten die mogelijkwijs kunnen worden geoptimaliseerd. Een voorbeeld is de geschiktheid voor zowel hout- én voedselproductie op basis van bodemvruchtbaarheid en hydrologie.

Doorheen een landschap met een brede waaier aan landgebruiken worden de interacties tussen ecosysteemdiensten complexer. De bundel potentiële ecosysteemdiensten wordt beperkt doordat een keuze wordt gemaakt voor een landgebruik (bv. er wordt gekozen voor *óf* hout- *óf* voedselproductie). Het aanbod van bepaalde potentiële diensten worden in deze stap geoptimaliseerd, andere geminimaliseerd. Deze landgebruiks- of 'niveau 2' -interacties (sensu van der Biest *et al.* 2013a) zijn essentieel om de combineerbaarheid van landgebruiken en hun diensten na te gaan. We spreken echter nog steeds van een *potentieel aanbod* per landgebruik: bv. zelfs op een vruchtbare bodem (ecologische interactie) met een bos (landgebruiksinteractie) kan de actuele houtproductie nog beperkt zijn door beheer, wetgeving, ESD-vraag of prioritering van andere diensten zoals recreatie. De 'landgebruik' ESD-bundel geeft dus een beeld van het aanbod onder het huidige landgebruik.

In de 16 ESD-hoofdstukken worden diensten gekarteerd voor verschillende niveaus van ESD-aanbod en gebruik. Ondanks de datahiaten en thematische verschillen tussen de kartering die onderlinge vergelijking moeilijk maken (Figuur 3, Tabel 1), kunnen deze ESD-bundels ruimtelijk worden weergegeven op basis van deze kartering. De ESD-aanbodkaarten werden hiervoor geselecteerd op het thema 'potentieel aanbod' en genormaliseerd om vergelijking mogelijk te maken (zie bijlage 1). De potentiële ESD-bundel wordt voorgesteld in Figuur 4 (zie ook bijlage 1).

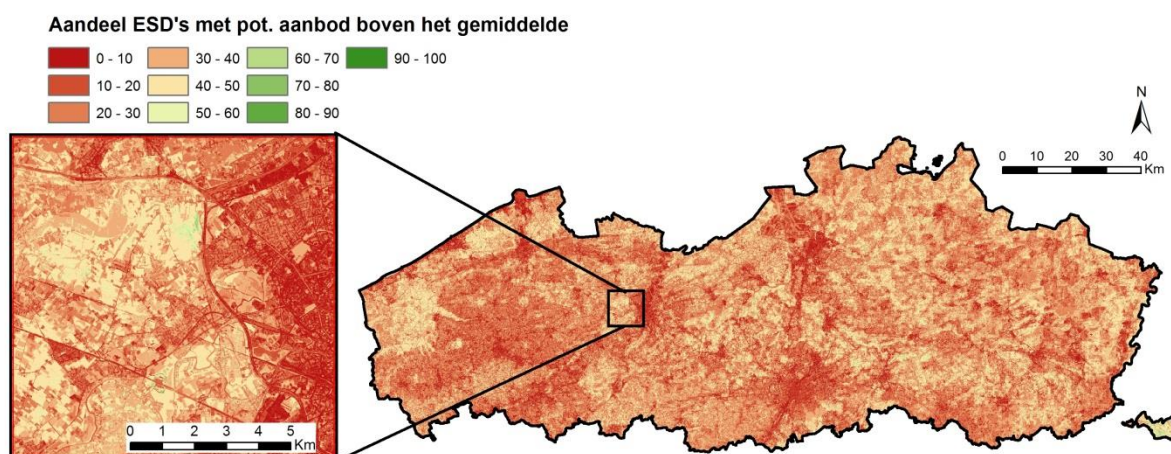
Tabel 1. Het aantal beschikbare kaartlagen uit de 16 ESD-hoofdstukken toont duidelijk de thematische variatie van NARA-T. Zie ook bijlage 1.

	Aanbod van fysisch systeem	Aanbod met landgebruiksklasse	Aanbod met landgebruiksklasse, beleid en beheer	Vraag	Gebruik	Monetere waardering	Niet-monetaire waardering	Totaal
Bestuiving		3		1	2			6
Behoud van de bodemvruchtbaarheid	1							1
Groene ruimte voor recreatie		2	1	3	2			8
Houtproductie	1	1	1					3
Kustbescherming	2		1	2	1			6
Plaagbeheersing								
Productie van energie uit biomassa	3	3	3					9
productie van wildbraad						1	1	2
Regulatie globaal klimaat	1	2						3
regulatie van erosierisico	1			1				2
Regulatie van geluidsoverlast		2		1				3
Regulatie van luchtkwaliteit		1		3				4
Regulatie van overstromingsrisico	3	3	1	1	1			9
regulatie van waterkwaliteit	1	1		1				3
Voedselproductie	5	5	5					15
Waterproductie	1	2			1			4
Totaal	19	25	12	13	7	1	1	78



Figuur 3. Ontbrekende data in de kwantitatieve ESD-aanbod kartering van NARA-T: aantal ontbrekende diensten (van de 16 diensten uit hoofdstuk 11 tot 26).

Bijvoorbeeld, een pixel met 8 gekarteerde diensten, waarvan 4 diensten met een bovengemiddelde ESD-aanbod, zal een bundelscore van 50% hebben, net als een pixel met 16 gekarteerde diensten en 8 met bovengemiddeld aanbod. De maximale bundeling (tot 65%) vinden we in het buitengebied, beboste streken, streken met vochtige ecosystemen en groenzones in stedelijke omgeving. Voor verdere verkenning van de correlaties tussen gebundeld ESD-aanbod, biodiversiteit en enkele landgebruiksklassen zie hoofdstuk 4 en 6.



Figuur 4. Bundelkaart van het totale aanbod aan ecosystemendiensten in Vlaanderen, gebaseerd op het aandeel diensten met bovengemiddeld aanbod (zie ook bijlage 1).

De NARA-bundelkaart (Figuur 4) aggregeert een groot aantal diensten dat zowel qua leveringsfuncties als qua socio-economisch baten sterk van elkaar verschillen. Daarom worden hieronder ook aparte groepen diensten gekarteerd. Voor de groepering van de ecosystemendiensten gebruiken we de Belgische CICES-classificatie (Turkelboom *et al.* 2013, zie Tabel 2). Een eerste opdeling wordt gemaakt volgens het producerend, regulerend of cultureel karakter van de ecosystemendiensten. (Figuur 5)

Tabel 2. Indeling van NARA-ecosysteemdiensten volgens de Belgische CICES-classificatie (Turkelboom *et al.* 2013).

CICES-Sectie	CICES- Divisie	ESD in NARA
Producterende diensten	Voeding en Water	productie van voedsel
		productie van wildbraad
		productie van drinkwater
	Materiaal	productie van hout
Regulerende en onderhoudende diensten	Energie	productie van energiegewassen
	Regulatie afval, polluenten en andere verstoringen	regulatie van luchtkwaliteit
		regulatie van geluid
	Regulatie van materiaalstromen	regulatie erosierisico
		regulatie overstromingsrisico
		kustbescherming
	Onderhoud van fysische, chemische en biologische toestand	regulatie bestuiving
		regulatie plaagbestrijding
		regulatie bodemvruchtbaarheid
		regulatie waterkwaliteit
		regulatie globaal klimaat
Culturele diensten	Fysische en intellectuele interacties met biota, ecosystemen en landschappen	groene ruimte voor recreatie

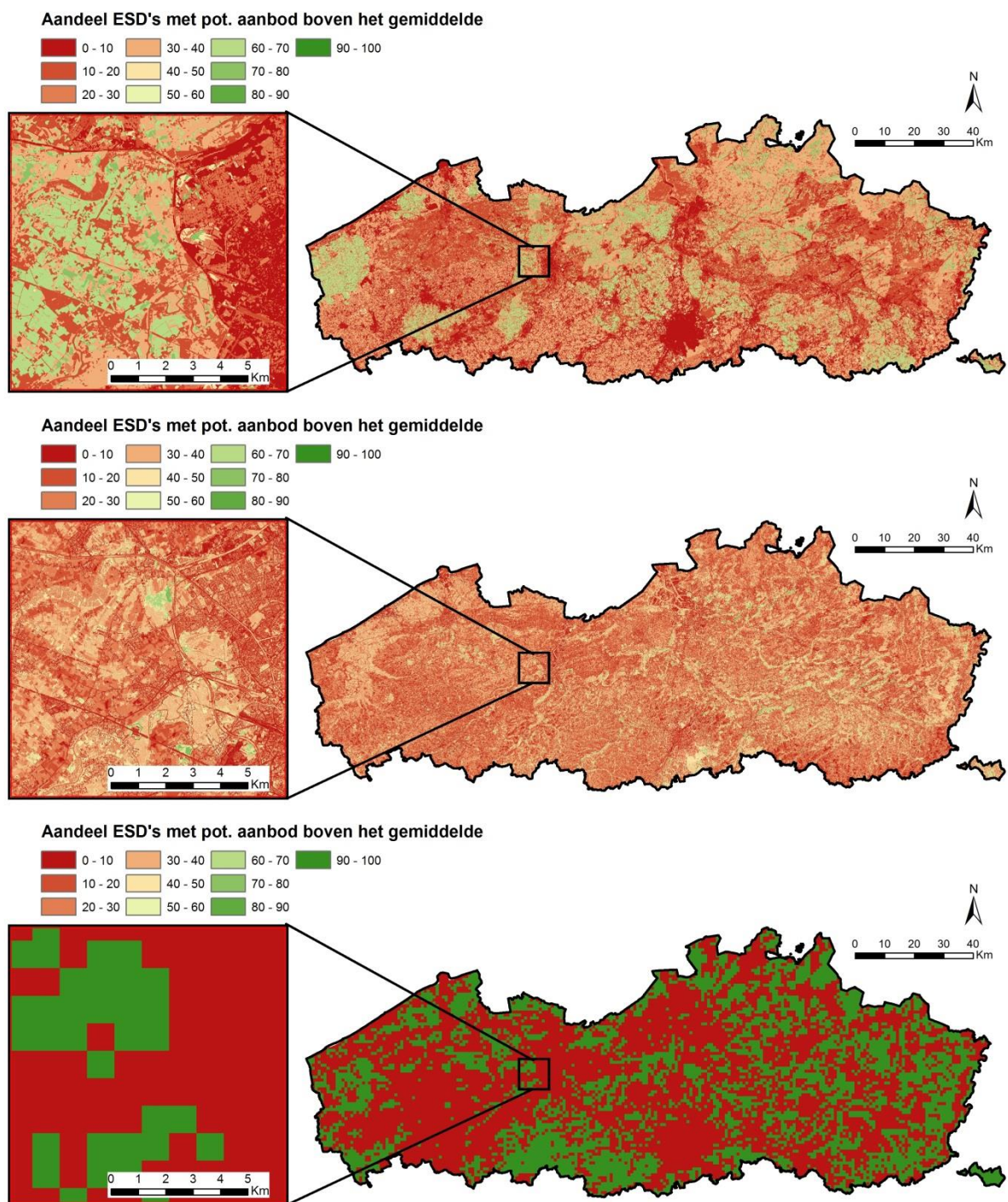
De vergelijking van deze groepen illustreert de variabele levering van ecosystemendienstenbundels over landgebruiken en regio's. De levering van producerende diensten vertoont een geconcentreerder patroon met de belangrijke landbouwstreken als maxima. Regulerende diensten zijn vrij homogeen verspreid over Vlaanderen, maar op kleinere schaal zien we dat ze gebundeld worden geleverd in welbepaalde ecosystemen (natte gebieden). De regulerende diensten

kustbescherming en geluidsregulatie doen het gemiddelde ook dalen doordat deze over grote oppervlaktes zeer laag scoren. Culturele diensten vertonen een scherp patroon waarin de landschappelijke aspecten van het buitengebied zich weerspiegelen.

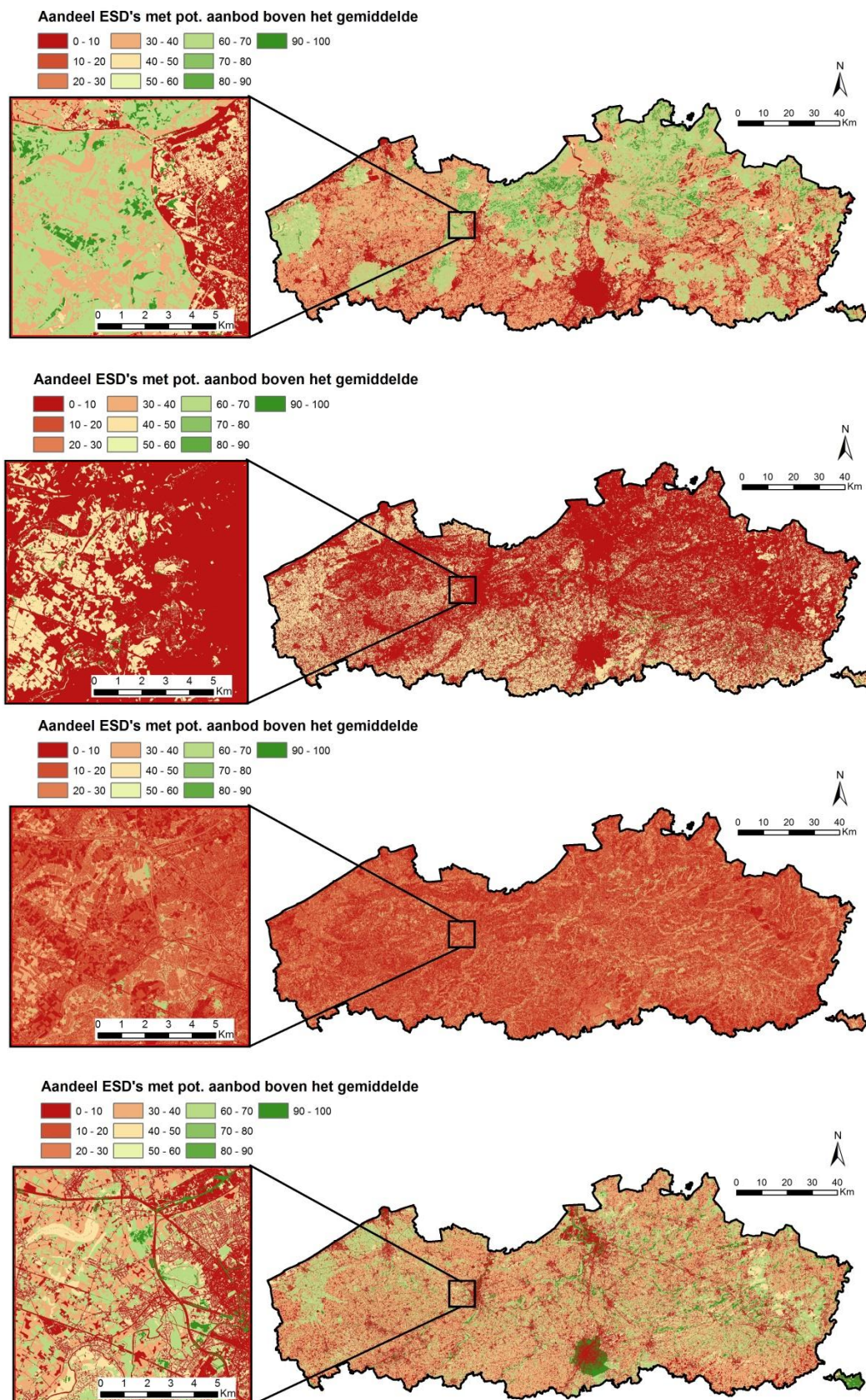
In deze kaarten wordt echter ook de wet van de aantallen gedemonstreerd (Figuur 5): van culturele diensten (1 kaart), naar producerende diensten (5 kaarten) tot regulerende diensten (10 kaarten) zien we een steeds homogenere spreiding. Dit is evident omdat er meer sterk verschillende diensten worden gecombineerd (bv. *voedselproductie* met *houtproductie*; *bodemvruchtbaarheid* met *waterkwaliteit*). Hierdoor vlakt de variatie op het gemiddelde (of de som) steeds verder uit.

Ook de vergelijking van kaarten per CICES-divisie (Figuur 6) maakt duidelijk dat sterk verschillende ESD-aanbod kaarten worden gecombineerd. Zo is de spreiding van de 'productie van voedsel en water' erg verschillend van 'productie van energie en materiaal'. Voor de regulatie van materiaalstromen, polluenten en overlast lijken vooral kleinschalige patronen van belang terwijl het onderhouden van fysische, chemische en ecologische functies zowel op schaal Vlaanderen als op kleine schaal sterk varieert. In deel 9.2.2 en hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de uitdagingen voor het verder analyseren en op recente toepassing van deze kartering.

Naast het demonstreren van ruimtelijke variatie in ESD-levering op basis van deze bundelkaarten, speelt het analyseren van aanbodinteracties een belangrijke rol in het ontwikkelen en evalueren van een optimale landgebruikskeuzes. In deel 9.2.2 wordt een methode voorgesteld om de ESD-bundel op basis van fysische geschiktheid te vergelijken met de ESD-bundel op basis van landgebruikstypes. Dit type analyse werd nog niet op schaal Vlaanderen uitgevoerd en is in volle ontwikkeling. Dergelijke optimalisaties zijn ook vooral nuttig in een lokale context, vandaar dat ook resultaten van een lokale casus worden gepresenteerd. In deel 9.2.3 wordt een generieke index voorgesteld waarmee risico's op trade-offs en potentiële synergiën kunnen worden gevisualiseerd. Deze index is gebaseerd op de landgebruiks-ESD-bundel en kan dienen om bepaalde interacties op lokale schaal verder uit te werken.



Figuur 5. Gebundeld aanbod aan ecosysteemdiensten voor (van boven naar onder) producerende, regulerende en culturele diensten, telkens met een uitsnede voor 10*10 km ten westen van Gent.



Figuur 6. Gebundeld aanbod aan ecosysteemdiensten voor (van boven naar onder) productie voedsel en water; productie energie en materialen; regulatie materiële stromen, vervuiling en overlast; onderhoud fysieke, chemische en ecologische functies. Telkens een uitsnede voor 10*10 km ten westen van Gent.

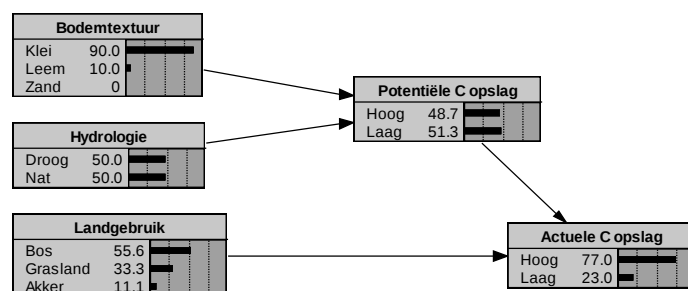
9.2.2. BBN-Modellen voor fysisch en landgebruiksaanbod

Om de samenhang van de fysische, chemische en ecologische processen, hun ruimtelijke werking, de effecten van landgebruikskeuzes en de gekoppelde levering van ecosysteemdiensten te begrijpen en te voorspellen is een geïntegreerde modellering noodzakelijk. Bij dergelijke integratie is niet zozeer de veelheid aan data, maar wel de *ontbrekende data* en de *diversiteit aan data* een grote analytische uitdaging. Zo zijn voor sommige processen, zoals koolstofopslag in de bodem, empirische en gevalideerde modellen met gekende betrouwbaarheid beschikbaar, terwijl voor andere processen empirische kennis ontbreekt. De kennis omtrent deze processen is vaak beperkt tot kwalitatieve kennis over algemene verbanden.

Klassieke modellen kunnen erg moeilijk omgaan met een combinatie van kwalitatieve en kwantitatieve kennis. Een modelleertechniek die recent steeds vaker in ecosysteemdienstanalyses wordt toegepast en met dergelijke problematieken kan omgaan is Bayesian Belief Netwerk (BBN) modellering (Landuyt *et al.* 2013). In Vlaanderen werden deze modellen reeds ontwikkeld in het ECOFRESH project (Van der Biest *et al.* 2013a, Landuyt *et al.* 2014), voor de gevalstudie Landduinen Middenkempen in het kader van het Europese GIFT-T! project¹ en in het ECOPLAN² project.

Een BBN (Bayesian Belief Network) is geen mechanistisch model. Het is een grafisch, statistisch model dat de te modelleren processen voorstelt aan de hand van een netwerk dat zowel de systeem-beïnvloedende variabelen als de relaties tussen deze variabelen weergeeft. Figuur 7 geeft een BBN model weer om koolstofopslag in de bodem te modelleren. De potentiële koolstofopslag wordt bepaald door de bodemtextuur en de hydrologie, terwijl de actuele koolstofopslag wordt bepaald door de potentiële koolstofopslag en het landgebruik. Elke variabele in een BBN model heeft een set modaliteiten. Voor de variabele "bodemtextuur" zijn deze modaliteiten bijvoorbeeld "klei, leem en zand" (Figuur 7). De relaties tussen de variabelen worden beschreven aan de hand van regels die een modaliteit toekennen aan een variabele voor alle mogelijke combinaties van modaliteiten van de voorgaande variabelen in het netwerk: een kleiige bodem en een natte hydrologie resulteren bijvoorbeeld in een hoge potentiële koolstofopslag. Deze relaties kunnen zowel gebaseerd zijn op empirische modellen als op wetenschappelijke kennis en lokale expertise van stakeholders. Zo kan een BBN verschillende soorten kennis integreren.

Een belangrijk kenmerk van BBN-modellen is dat deze relaties probabilistisch zijn: een kleiige bodem met een hoge vochtigheid heeft bijvoorbeeld 90% kans om een hoge potentiële koolstofopslag te realiseren. Deze *waarschijnlijkheden* worden doorheen het netwerk, van inputvariabele tot outputvariabele, meegenomen tot een finale betrouwbaarheid op het eindresultaat. Dit biedt BBN modellen eveneens de mogelijkheid om met data-hiaten om te gaan, waarbij een grotere onzekerheid kan toegekend worden indien beperkte kennis voorhanden is. Dit is een grote stap vooruit in vergelijking met de statische kartering waarvan de betrouwbaarheid of validiteit erg moeilijk te bepalen valt.

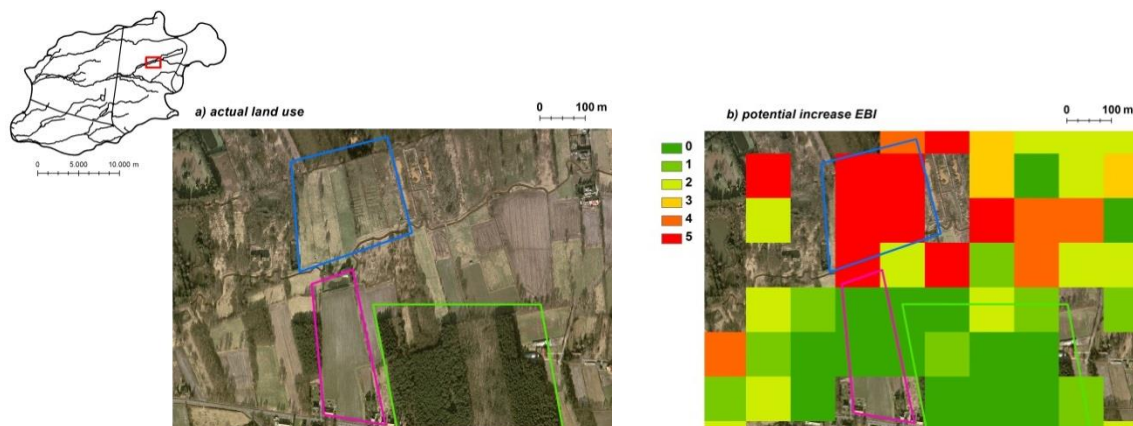


Figuur 7. Vereenvoudigd voorbeeld van een BBN model voor koolstofopslag in de bodem (gebaseerd op Van der Biest *et al.* 2013b).

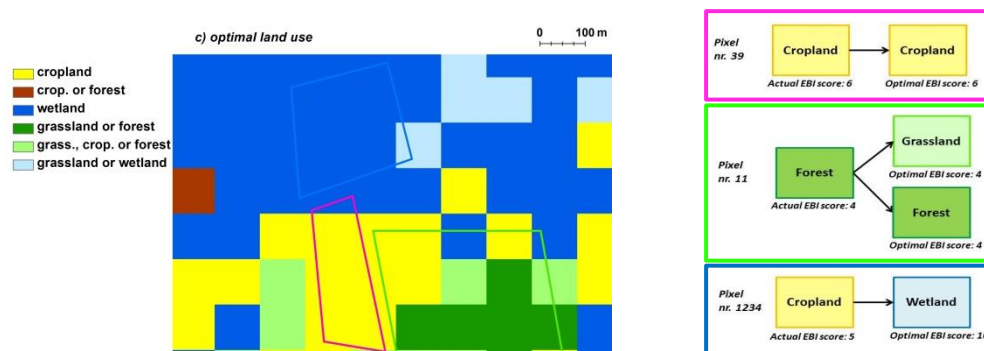
¹ www.gift-t.eu/case-studies/the-campine-region

² www.uantwerpen.be/nl/onderzoeksgroep/ecoplan/

Naast het bepalen van welke diensten in welke mate kunnen geleverd worden onder bepaalde condities (abiotiek, landgebruik, beheer) kan een BBN ook gebruikt worden om in de andere richting te redeneren, waarbij het model aangeeft welk landgebruik of management tot een optimale levering van diensten leidt onder gegeven abiotische omstandigheden en keuzevoorwaarden. BBNs kunnen aldus gebruikt worden bij processen voor participatieve visievorming. Het gebruik van BBNs als ondersteuning voor visievorming werd reeds toegepast in een studiegebied langs de Grote Nete waarvoor een BBN werd gebouwd specifiek voor het ontwikkelen van optimalisatie-scenario's (Van der Biest et al. 2013b). In het model werden drie diensten beschouwd: voedselproductie, houtproductie en regulatie van het klimaat via koolstofopslag in de bodem. Figuur 8 en Figuur 9 illustreren de resultaten van het BBN model voor drie percelen. De recente ontwikkelingen rond het koppelen van BBN software met GIS software (Landuyt *et al. subm.*) zijn in dit verband veelbelovend: de bekomen resultaten uit een BBN kunnen rechtstreeks in kaartvorm worden weergegeven wat de analyses en het participatief proces vergemakkelijkt.



Figuur 8. Actueel landgebruik akker (blauw, roze) en bos (groen), en potentiële stijging van het totaal ecosysteemdienstenaanbod (Ecosystem Bunde Index (EBI) model, zie van der Biest et al 2013b).

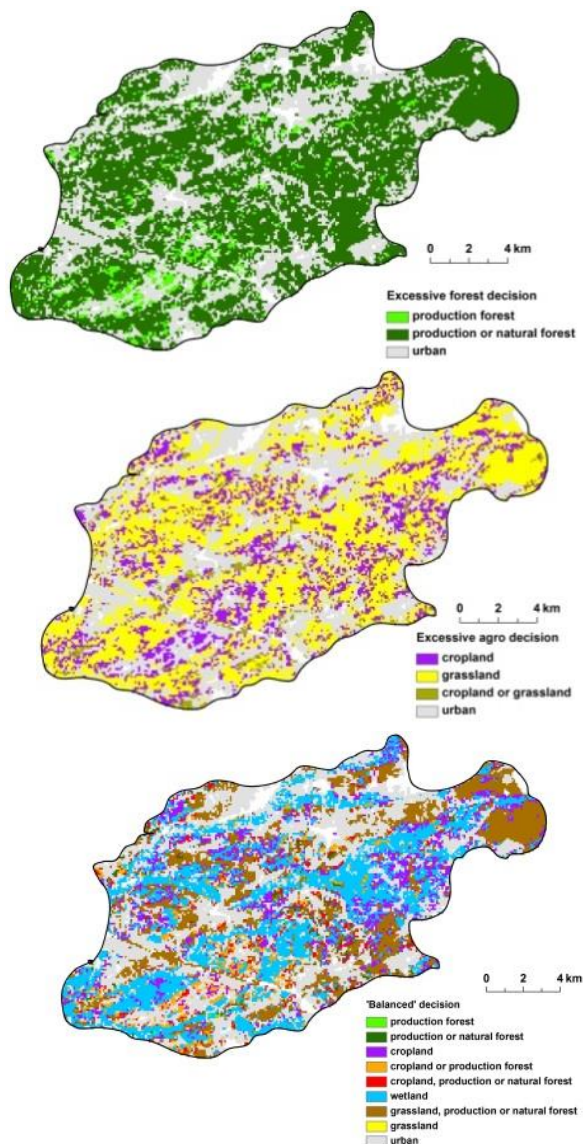


Figuur 9. Geoptimaliseerd landgebruik op basis van maximale levering van ecosysteemdiensten in het EBI-model (links) en gesuggereerde landgebruikswijzigingen in de drie percelen uit Vander Biest et al. 2013b.

In een BBN kunnen de gemodelleerde ecosysteemdiensten zowel kwalitatief, kwantitatief als monetair uitgedrukt worden, afhankelijk van de beschikbare kennis, het aantal en het type diensten die worden beschouwd en de doelstellingen van de analyse. Wanneer men wil weten wat de totale levering van diensten is, dienen alle diensten in eenzelfde eenheid uitgedrukt te worden. Dit kan ofwel in euro zijn, ofwel in een kwalitatieve score wanneer aspecten worden meegenomen die moeilijk in geldwaarde uit te drukken zijn (bijvoorbeeld belevingswaarde, biodiversiteit).

In het BBN-model, ontwikkeld voor een studiegebied langs de Grote Nete, werden de diensten kwalitatief beoordeeld en werd een gewogen som berekend om te komen tot een geïntegreerde indexscore per rastercel (van der Biest et al 2013b). Afhankelijk van de diensten in de beschouwde bundel en het relatieve belang van de verschillende diensten zoals uitgedrukt in de weging, scores

verschillende landgebruiken hoger. Het bepalen van deze weging (die dan weer de optimalisatie bepaalt) is een maatschappelijk en beleidsmatig onderwerp en kan niet enkel via wetenschappelijke methodes worden bepaald.



Figuur 10. Optimaal landgebruik in de Grote Nete met variabele weging tussen de drie diensten: voedselproductie (boven), en houtproductie (midden) als hoogst gewogen (gewaardeerde) diensten in het model, en met een gecombineerde weging (onder) tussen deze drie diensten.

Het resultaat van dergelijke analyses is afhankelijk van verschillende factoren. Ten eerste zal de selectie van ecosystemendiensten de optimalisatie sterk beïnvloeden. In de Grote Nete zijn slechts drie ecosystemendiensten gemodelleerd. In principe moet er gestreefd worden naar het integreren van zoveel mogelijk relevante diensten. In een tweede stap dient een geschikte weging bepaald te worden: *hoe belangrijk zijn de diensten relatief ten opzichte van elkaar?* Deze weging kan op basis van een stakeholder-oefening worden bekomen, en kan bijgesteld worden wanneer stakeholders het reële effect van hun weging op landgebruik zien in het model. Ook de keuze van stakeholders is hier terug essentieel. Indien dit wegingsprincipe wordt toegepast in het model voor de Grote Nete, bekomen we inderdaad sterk verschillende landgebruiks-scenario's afhankelijk van de gebruikte weging (Figuur 10). Deze weging vormt zo de eigenlijke geïntegreerde waardering die het resultaat van landgebruiksscenario's zal sturen eerder dan vice versa.

9.2.3. Een index voor het bepalen van potentiële interacties

In (Jacobs *et al.* 2013a, 2013d, 2014b) wordt een eenvoudige index toegepast om aanbodinteracties te verkennen op basis van het ESD-aanbod per landgebruik (Jacobs *et al.* 2013a). De interactie tussen twee ecosysteemdiensten wordt berekend door het verschil in leveringscapaciteit van ecosysteemdiensten te bepalen voor elk landgebruik en deze bij elkaar op te tellen. (zie vergelijking 1 en Jacobs *et al.* 2013a voor een cijfervoorbeeld). De resultaten zijn gebaseerd op de NARA-expertbevraging naar ESD-leveringscapaciteit per landgebruik (Jacobs *et al.* 2013a), omdat in deze studie voor een groot aantal diensten kwantitatief vergelijkbare data zijn verzameld. Deze interactie-index zou echter ook kunnen worden bepaald op basis van kartering of andere kwantitatieve data.

Vergelijking

1:

$$S_{ESDa-ESDb} = \sum_{i=1}^n \text{abs}[S(LGi_{ESDa}) - S(LGi_{ESDb})]$$

Met $- S_{ESa-ESb}$ = synergie of trade-off indicator tussen ESDa and ESDb

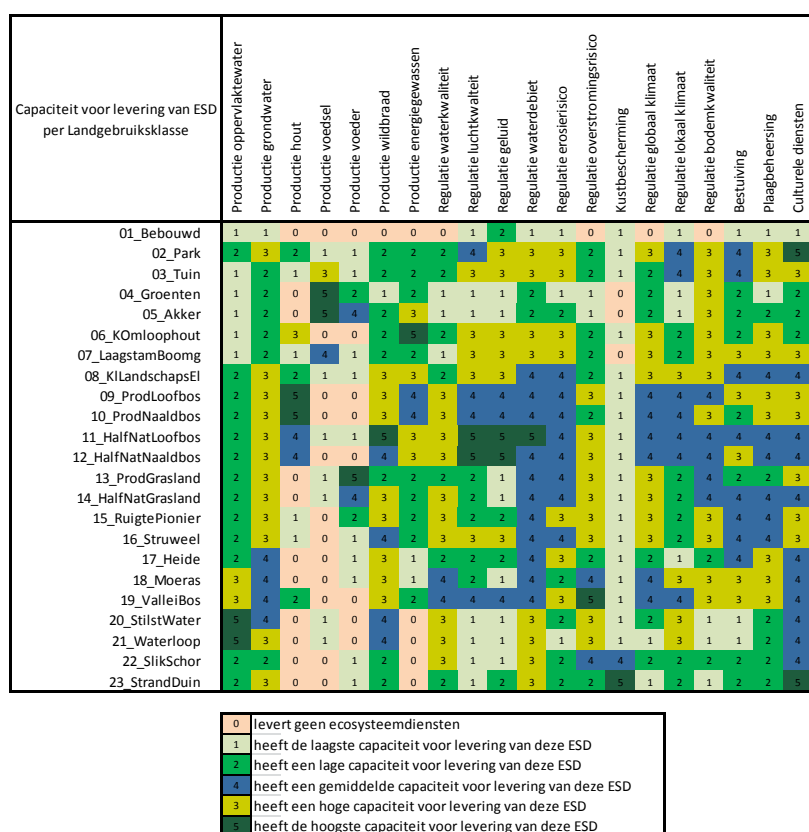
- $S(LGi_{ESDx})$ = capaciteitscore van landgebruiksklasse i voor ESDx

Tabel 3. Cijfervoorbeeld voor interactieberekening met drie (fictieve) potentiële ESD-aanbodsscores voor drie landgebruiksklassen. De interactiescores geven het potentieel aanbod voor elke dienst per oppervlakte-eenheid van een bepaald landgebruikstype weer.

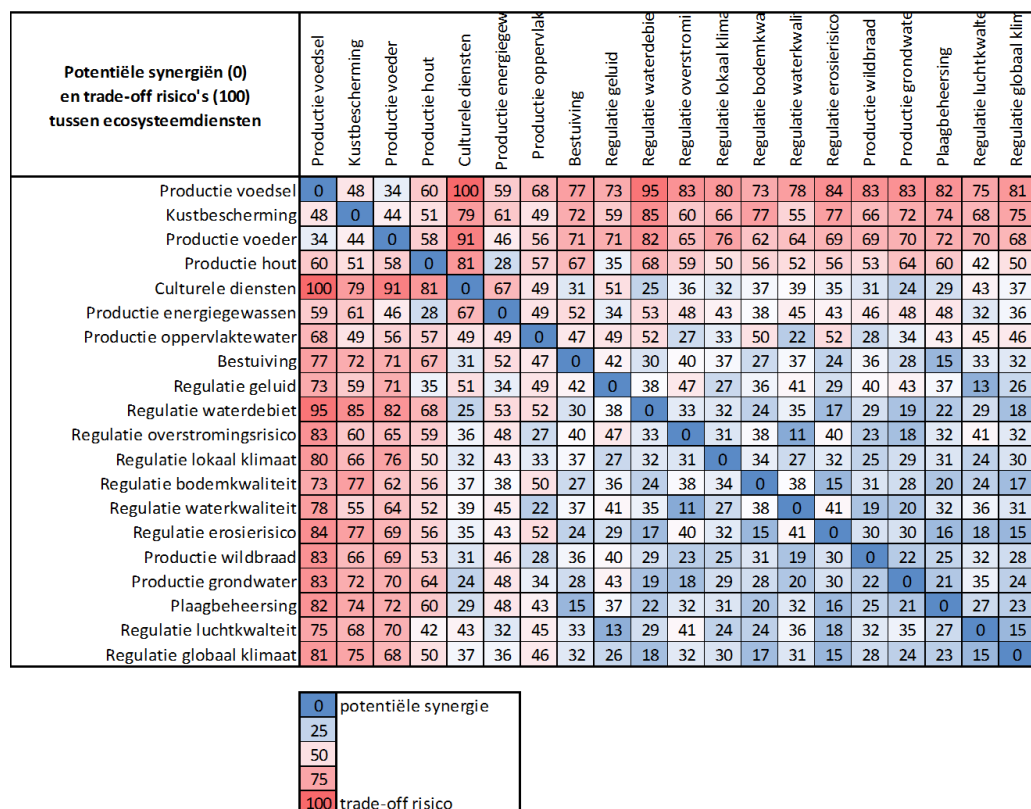
	ESD-aanbod			ESD-interacties		
	voedsel	hout	klimaat	voedsel-hout	hout-klimaat	klimaat-voedsel
Grasland	3	0	3	3	3	0
Bos	0	5	4	5	1	4
akker	5	0	1	5	1	4
				13	5	8

Zo zullen twee diensten die door een erg verschillende set aan landgebruiken worden geleverd een hoge interactie-score hebben (trade-off), terwijl diensten die door quasi dezelfde landgebruiken worden voorzien heel laag zullen scoren (synergie).

Voor het toepassen van de index zijn vergelijkbare data nodig voor het aanbod van verschillende diensten. De ESD-kartering uit de 16 rapporten is veelal gebaseerd op proxies en niet-gevalideerde modellen (zie hoofdstuk 2). Hoewel dit het voordeel van herkenbare biofysische of socio-economische eenheden heeft, vertoont de kartering hiaten (Figuur 3), verschilt vaak thematisch tussen ecosysteemdiensten (Tabel 1), en genereert de omzetting naar een gemeenschappelijke eenheid per landgebruiksklasse onzekerheden (zie deel 9.2.2 en kader 1 in hoofdstuk 5). Als alternatieve methode werd daarom via een gecontroleerde bevraging het potentiële ESD-aanbod van een brede set landgebruiken bepaald door een groot aantal experts (zie Figuur 11, Jacobs *et al.* 2013a). Deze expert-data zijn thematisch (potentiële ESD-levering met landgebruik) en qua eenheden uniform, en dus onmiddellijk bruikbaar voor een interactie-analyse. De interactie-index tussen diensten geeft weer wat de *potentiële* synergieën of trade-off *risico's* zijn (Figuur 12). De interactie-index biedt dus een eerste inzicht in mogelijkheden voor multifunctionele levering van ecosysteemdiensten in Vlaanderen.



Figuur 11. ESD-aanbod (capaciteit voor levering van ecosysteemdiensten) uit Jacobs et al. 2013a.



Figuur 12. Interactie-index tussen ecosysteemdiensten: van 0 (potentiële synergie) naar 100 (trade-off-risico). Voor een gedetailleerde bespreking zie oa. Jacobs et al. 2013a.

Uit deze analyse komen duidelijke patronen naar voor op schaal Vlaanderen. Potentiële synergieën situeren zich hoofdzakelijk binnen de bundel van de regulerende diensten. De producerende diensten vertonen de grootste risico's voor trade-off's omdat deze veelal een specifiek landgebruik vereisen. Om dezelfde reden vertoont ook kustbescherming vrij hoge trade-off risico's. Daarnaast zijn er specifieke potentiële synergieën zoals tussen plaagbeheersing en bestuiving of tussen regulatie van geluid en luchtkwaliteit. Gecombineerd met de data van potentieel ESD-aanbod per landgebruik zien we een duidelijk patroon van diensten die worden geleverd door monofunctionele landgebruiken met hoge trade-off risico's (Figuur 12 linksboven) versus multifunctionele landgebruiken met hoge potenties voor synergie (Figuur 12 rechtsonder).

Zoals hierboven vermeld hebben ook ruimtelijke variaties in fysische kenmerken een belangrijke invloed op de mate waarin deze potentiële synergieën of trade-off risico's daadwerkelijk optreden. De hier beschreven index heeft dan ook eerder een verkennende functie, om lokale analyses te focussen die ook fysische ruimtelijke variatie in ESD-aanbod kunnen meenemen.

9.2.4. Conclusies optimalisatie van ESD-aanbod

Het analyseren van ruimtelijke en thematische patronen van ESD-aanbodbundels kan duidelijker aan het licht brengen welke regio's, landschappen, kenmerken of landgebruiken instaan voor het aanbod aan ecosysteemdiensten. Er zijn echter belangrijke beperkingen aan analyses en kartering op basis van ESD-aanbod:

- Een deel van de ruimtelijke variatie in ESD-aanbod kan worden meegenomen, maar landgebruiken worden nog steeds als gegeven (onder hun huidige onveranderlijke vorm) beschouwd. Zo worden evoluties als bijvoorbeeld het sterk stijgend aantal paardenweiden ten opzichte van landbouwgrasland niet meegenomen in een kartering waarin beide gebruiken in dezelfde klasse 'grasland' zitten.
- Een ruimtelijke correlatie tussen ecosysteemdiensten toont niet noodzakelijk een causaal verband (en dus een reële interactie) tussen de diensten. De resulterende correlaties kunnen zowel te wijten zijn aan fysische patronen, bestaand landgebruik als aan ontbrekende data.
- Het finale resultaat van het geaggregeerde ESD-aanbod per landgebruik of pixel wordt sterk bepaald door de keuze van welke diensten worden beschouwd en welke niet, en door hun aantal, groepering en hun weging. Bv. een diensten-set met vijf teeltgroepen als verschillende diensten van voedselproductie zal een heel ander totaalbeeld opleveren dan de huidige samenstelling van de ESD-lijst met een overwicht aan regulerende diensten (zie ook deel 9.4.1).
- Een landgebruik met een beperkte levering van de beschouwde diensten kan toch belangrijk zijn wanneer oppervlakte in rekening wordt gebracht. In hoofdstuk 6 wordt gedemonstreerd dat de landbouw in Vlaanderen, ondanks een (veel) lager ESD-aanbod per hectare, toch het leeuwendeel van de ESD-voorziening in Vlaanderen voor zich neemt (zie ook deel 9.3.3).

Het modelleren van aanbodinteracties is nodig voor het optimaliseren van landgebruik naar maximaal ESD-aanbod, en levert bruikbare argumenten op voor behoud van 'meer natuurlijke' systemen en het demonstreren van het principe van gebundelde diensten. Door het overwicht aan regulerende diensten in de gebruikte ESD-classificaties worden de grote aantallen diensten (en waarden) van deze gebieden gedemonstreerd.

In Vlaanderen is het landgebruik sterk verankerd. Er zijn weinig grote landgebruikswijzigingen in het buitengebied, met uitzondering van de bebouwde oppervlakte die steeds verder stijgt (zie hoofdstuk 3). Dit beperkt de mogelijke beleidstoepassing van modellen gebaseerd op gekarteerde ecosysteemdiensten per landgebruiksklasse.

Voor het analyseren van *reële* interacties en het ontwikkelen van multifunctioneel gebruik is deze kartering dus minder bruikbaar, en is het nodig de reële interactie-effecten van *ESD-gebruik zelf* te analyseren. Hier wordt in het deel 9.3 dieper op ingegaan.

Kader 2 - Vergelijking en integratie van proxy- en expert- data voor ESD

Door het opvolgen van toestand en trends van ecosysteemdiensten kunnen beleidsmakers geïnformeerd worden over duurzaam gebruik van natuurlijk kapitaal. De complexiteit en ontbrekende data in de ecologische en socio-economische aspecten van het concept zorgen echter voor een cumulatieve van onbekenden en onzekerheden. Tegelijk is de vraag naar ESD-evaluaties vanuit het beleid hoog. Dit zorgt voor een toename van methodes en 'tools' (Jacobs *et al.* 2013b). In dit kader wordt dieper ingegaan op de karakteristieken van de twee gangbare kwantificerings- en karteringsmethodes.

Expert-gebaseerde inschattingen van ecosysteemdiensten per landgebruik zijn een erg populaire methode voor inschatting en visualisatie van ruimtelijke patronen in het ESD-aanbod. Deze 'matrixmethode' heeft het voordeel op pragmatische wijze en met betrokkenheid van lokale experts een toegankelijke en vergelijkbare dataset te genereren. Ook meer sociaal-economische of conceptuele componenten van de ESD-cyclus, zoals maatschappelijk belang, bijdrage tot welzijn, duurzaamheid van levering,... kunnen worden gecapteerd met deze methode. Een nadeel is dat de semi-kwantitatieve klassen niet noodzakelijk aan een fysische eenheid of mechanistisch model zijn gelinkt. Dit zorgt ervoor dat kaarten soms geloofwaardigheid missen bij experts die niet zijn betrokken in de oefening.

Een tweede populaire methode is het karteren van de ESD via (combinaties van) beschikbare data-lagen, 'proxies' of benaderende waarden voor ESD-aanbod in kwantitatieve eenheden. Deze hebben het voordeel gebruik te maken van de beschikbare datalagen en het ESD-aanbod in concrete eenheden weer te geven. Het nadeel is dat assumpties voor de kwantificatie impliciet blijven, en dat de focus op ruimtelijk kwantitatieve data zorgt voor onvolledigheden die sterk doorwerken in de resultaten (bv. karteren van indicator 'gemodelleerd denitrificatie-potentieel' als 'regulatie waterkwaliteit'). Dit zorgt voor o.a. voor problemen met thematisch onvergelijkbare kaarten.

Tabel 4. Enkele kenmerken van ESD-kwantificatie met expert-beoordelingen versus kwantitatieve data proxies. Voor een uitgebreide review zie Jacobs *et al.* 2014.

	Expert-beoordeling	Kwantitatieve proxy
Aantal experts	Hoog	Laag
Gebruik bestaande kwantitatieve data	Impliciet/laag	Hoog
Bepalen betrouwbaarheid	Mogelijk	Moeilijk*
Vergelijkbaarheid	Hoog	Laag
Capteren ESD-componenten	Mogelijk	Moeilijk
Omzetting naar fysische eenheid	Niet mogelijk**	Mogelijk
Betrekken van experts	Inherent aan methode	Meestal beperkt

*: Via oa. Bayesiaanse methodes kunnen eventueel betrouwbaarheden bepaald worden, zie deel...in Hoofdstuk 9.

** : Door kruis-validatie met lokale biofysische of socio-economische data kan eventueel fysische betekenis aan scores worden toegekend

In NARA werden beide methodes toegepast. Voor het potentiële ESD-aanbod (op basis van huidig landgebruik in Vlaanderen) werden 104 experts gevraagd een aantal landgebruiksklassen te scoren voor 'capaciteit van ESD-levering' (zie Jacobs *et al.* 2013a voor een uitgebreide bespreking). Anderzijds werden in de 16 ESD-hoofdstukken kaarten samengesteld op basis van beschikbare proxydata. Veelal gebeurde dit door één of enkele experts (auteurs hoofdstuk). De karteringsmethode verschilt niet enkel qua databron (expertkennis vs proxydatacombinatie): het uiteindelijke karteren zelf gaat uit van verschillende schalen. De effecten van deze schaalverschillen staan los van de 'expert versus data' discussie, en worden uitgebreid besproken in kader 1 van Hoofdstuk 5.

Wat echter wel relevant is, is de vergelijking van expertscores (een gemiddelde per landgebruiksklasse) en de kwantitatieve proxies. Dit is in se een kruisvalidatie: levert de kwantitatieve proxiekartering gelijkaardige resultaten op als de expert-inschatting, dan spreekt dit in het voordeel van beide. Treden er grote verschillen op, dan moet worden gekeken naar de oorzaak van deze verschillen en de assumpties waarop de beide kwantificaties zijn gebaseerd.

Voor expert-gebaseerde methode zijn er statistische methodes om betrouwbaarheid na te gaan en/of te verbeteren (zie Jacobs *et al.* 2014). Voor de kwantitatieve methodes is er tot op heden geen betrouwbaarheid gekend. Een meer expliciete modellering, bv. via Bayesian Belief Netwerken (BBN, zie deel 9.2.2) zou statistische betrouwbaarheden kunnen nagaan. Kruisvalidatie is dus momenteel één van de enige mogelijkheden tot validatie van ESD-kwantificering waarvoor metingen 'in real life' ofwel niet mogelijk zijn, ofwel reeds zijn geïntegreerd in het model.

De kwantitatieve proxies werden opgesteld voor een brede range aan concepten: niet enkel tussen ESD-aanbod, -vraag en -gebruik zijn thematische verschillen aanwezig, maar ook binnen het ESD-aanbod (fysisch potentieel/landgebruikspotentieel/actueel). Van de meer dan 40 kwantitatieve proxies zijn er 14 *in principe* thematisch vergelijkbaar ('potentieel ESD-aanbod') met de één van de 20 expert ESD-inschattingen.

De vraag is dus: '*zijn expert-inschattingen en kwantitatieve proxies voor potentieel ESD-aanbod consistent?*'. Deze vraag moet worden behandeld los van de ruimtelijke aspecten in kartering (zie kader 1 in Hoofdstuk 5), *ergo* vergelijking moet plaatsvinden over dezelfde schaal en resolutie. Dit komt neer op vergelijking van twee datareeksen per ESD: de *Landgebruik*expertscore* met de *Landgebruik*biofysisch proxy-gemiddelde*.

Consistentie tussen de beide methodes *als geheel* (over alle 14 diensten heen) is, gezien de compleet verschillende methodes waarmee de beide datasets werden opgebouwd, relatief hoog in vergelijking met eerdere kruisvalidaties van ecosysteemdienst-kartering (Kripp's Alpha = 0.56, bv. Eigenbrod *et al* 2010a en 2010b).

Voor het vergelijken van de expert en proxy resultaten *per dienst* werd een Spearman's rank correlatie uitgevoerd (0). De Spearman's rank coëfficiënt geeft in een schaal van 0 tot 1 de consistentie tussen twee klassen-variabelen weer. Van de 14 diensten zijn er 3 waarvoor de Spearman's rank geen vergelijking kan geven. De oorzaak hiervoor ligt in de impliciete assumpties in kwantificering van kwantitatieve proxies, die zorgt voor een homogeen gemiddelde:

- Voor bestuiving is de assumptie een zeer hoge bereikbaarheid door bestuivers (zie hoofdstuk 16), waardoor de gemiddelde score per landgebruik overal homogeen hoogst is.
- Voor Geluidsoverlast werd enkel potentieel aanbod aan de bron beschouwd, nl. langs verkeersaders, waardoor het gemiddelde per landgebruik over heel Vlaanderen overal in de laagste klasse belandt. *In se* is dit een aspect van de ESD-vraag dat mee wordt opgenomen in het potentiële ESD-aanbod
- Voor Kustbescherming treedt hetzelfde probleem op, omdat dit enkel langs de kustlijn werd gekarteerd en het gemiddelde per landgebruik over Vlaanderen homogeen zeer laag is.

Verder variëren de consistenties tussen vrij hoog (regulatie luchtkwaliteit, globaal klimaat, houtproductie en productie energie uit biomassa), gemiddeld (voedselproductie, regulatie erosierisico en waterkwaliteit) tot laag (wildbraadproductie, regulatie overstromingsrisico) en zeer laag (waterproductie).

Er zijn twee hoofdredenen voor deze verschillen. Enerzijds is er de gebruikte landgebruiksclassificatie en de mate waarin deze de variatie in ESD-aanbod 'capteert'. De bos-ecosystemen zijn bijvoorbeeld in verschillende klassen bevraagd (zie Jacobs *et al.* 2013), wat ervoor zorgt dat de diensten die hier sterk van afhangen beter scoren. Tegelijk scoren diensten waarvoor de 'leverende' landgebruiksklassen minder zijn opgedeeld lager (bv. voedselproductie), net als diensten waarvoor regionale verschillen belangrijker zijn (vb waterproductie). Een tweede oorzaak voor verschillen zijn assumpties bij keuzes van de kwantitatieve proxies. Voor regulatie luchtkwaliteit werd bijvoorbeeld de ruwheid van het landschap gebruikt, wat zorgt voor de hoogste scores in bebouwde gebieden. Voor regulatie waterkwaliteit werd bijvoorbeeld enkel de

stikstofverwijdering gekwantificeerd zodat enkel specifieke habitats hoog scoren.

Tabel 5. *Consistentie tussen expert inschattingen en kwantitatieve proxies voor potentieel aanbod van 14 ecosysteemdiensten. Spearman's rank correlatie tussen de mediane expertscores en proxy-gemiddelden voor dezelfde set landgebruiken.*

ESD	Spearman correlatie
Bestuiving	/
Groene ruimte	0.41
Productie energie uit biomassa	0.62
Productie water	0.03
Productie hout	0.75
Productie voedsel	0.59
Productie wildbraad	0.23
Regulatie erosierisico	0.51
Regulatie geluidsoverlast	/
Regulatie globaal klimaat	0.81
Kustbescherming	/
Regulatie luchtkwaliteit	0.78
Regulatie overstromingsrisico	0.40
Regulatie waterkwaliteit	0.54

Conclusie:

De vergelijking van deze twee methodes maakt duidelijk dat beide methodes zowel belangrijke nadelen en voordelen hebben. Het opstellen van kwantitatieve proxies moet transparant gebeuren, en de beperkende gevolgen van keuzes voor strikt kwantitatieve data moeten bewust worden gemaakt. Het uitvoeren van expert-assessments moet gebeuren op transparante en navolgbare wijze, met inbegrip van statistische betrouwbaarheidstests (Jacobs *et al.* 2014).

Er hoeft echter geen keuze te worden gemaakt als beide methodes worden geïntegreerd. Integratie kan op twee manieren: een eerste manier is het gebruiken van de beschikbare data en proxies als ondersteunend materiaal bij het scoren van ecosysteemdiensten. Dit levert een expliciet data-gebaseerde methode op, waarbij ook data-hiaten en assumpties worden gevalideerd door meerdere experts. Een tweede methode is het opstellen van BBN of andere netwerk-gebaseerde modellen, waarbij ontbrekende data en waarschijnlijkheden worden aangevuld met kennisregels door experts in een flexibele modelomgeving. Beide integratiemethodes kunnen de beschikbare data én kennis omzetten in betrouwbare informatie voor het nemen van beleidsbeslissingen.

9.3. Multifunctioneel gebruik: één plus één is drie

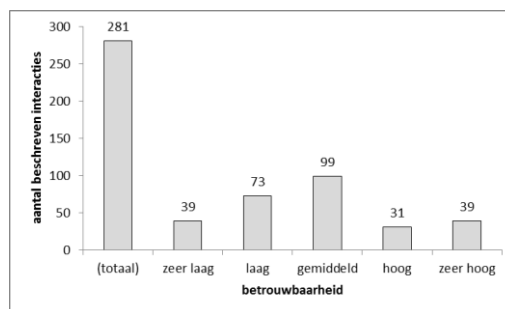
Zoals eerder gesteld kan informatie voor evaluatie van ecosysteemdiensten niet enkel uit kaartmateriaal worden gehaald (zie ook oa. Hauck *et al.* 2013, Cowling *et al.* 2008, Daily *et al.* 2009). Dit staat zelfs los van de eerder vermelde thematische verschillen (aanbod/vraag/gebruik) tussen de kaartlagen of variabele beschikbaarheid van data (zie deel 9.2). Het al dan niet samen op kaart voorkomen van diensten is namelijk afhankelijk van meerdere ruimtelijk gecorreleerde factoren, zodat een correlatie tussen diensten geenszins kan worden gelijkgesteld met een causaal verband of een reële interactie. Ook het karteren van bundels blijft in de literatuur vooralsnog beperkt tot het ESD-aanbod. Voor het realiseren van multifunctioneel gebruik is echter kennis nodig over het ESD-gebruik.

Niet enkel het (potentiele) ESD-aanbod maar ook naar de wijze van gebruik is dus belangrijk. In dit deel worden interacties van gebruik van de ene ecosysteemdienst op het aanbod van andere diensten geanalyseerd. In kader 3 wordt uitgelegd hoe daarbij rekening werd gehouden met de betrouwbaarheid van bestaande kennis over die relaties. Vervolgens wordt nagegaan wat het effect is van een meer technisch versus meer natuurgebaseerd gebruik op deze interacties.

Op basis van de meta-analyse werden de beschrijvingen van ESD-gebruik getypeerd langs een gradiënt van natuurgebaseerd tot technisch (zie kader 1). In Tabel 6 worden de gradiënten uit de 16 ESD-hoofdstukken (hoofdstuk 11 tot 26) beschreven met hun voorkomen in Vlaanderen. Elk gebruikstype langs de gradiënt natuurgebaseerd-technisch is zodoende helder afgelijnd.

Deze gebruiksgradiënt werd als basis gebruikt voor de meta-analyse. De ESD-gebruiksinteracties worden doorheen de 16 ESD-hoofdstukken (hoofdstuk 11 tot 26) uitgebreid gedocumenteerd. Het gaat om uitspraken die zijn gestaafd met data, indicatoren en trends, onderbouwde argumentaties of referenties naar empirisch onderzoek. Het samenbrengen van deze gegevens vereist een meta-analyse eerder dan nieuwe berekeningen. De meta-analyse van de 16 ESD-hoofdstukken levert onderbouwde informatie (zie kader 3) op over interacties *tussen alle diensten* en *langs de gradiënt natuurgebaseerd-technisch*.

Zoals in Tabel 6 is te zien, komen niet alle gebruikstypes voor elke ecosysteemdienst voor in Vlaanderen. Het aantal beschreven interacties in relatie tot hun betrouwbaarheid wordt weergegeven in Figuur 13.



Figuur 13. Aantal beschreven interacties uit de 16 ESD rapporten in relatie tot hun betrouwbaarheid (zie kader 3).

Patronen op schaal Vlaanderen worden weergegeven via het aantal gedocumenteerde interacties, hun richting, grootte en betrouwbaarheid. Voor concrete toepassing op lokale schaal of ontwikkeling van modellen (zie deel 9.2.2) is het echter vooral de informatie achter deze interactiescores zelf die belangrijk is. Deze informatie kan voor elke interactiescore worden geraadpleegd en geverifieerd door de basisinformatie in zijn context te raadplegen (zie kader 3).

In dit onderdeel worden twee analyses gepresenteerd. Eerst wordt nagegaan of natuurgebaseerde gebruikstypes meer positieve en minder negatieve interacties vertonen. Dan wordt beschreven voor welk huidig ESD-gebruik een wijziging richting meer natuurgebaseerd gebruik de grootste winst aan totale ESD-levering kan genereren.

Tabel 6. Beschreven ESD-gebruikstypes in de gradiënt natuurgebaseerd-technisch uit de 16 ESD-hoofdstukken (zie hoofdstuk 11-26), en hun ingeschatte voorkomen in Vlaanderen.

ESD-gebruikstypes	5 - Natuurgebaseerd gebruik	4 - Natuurgebaseerd gebruik met beperkte technische investering	3 - Natuurgebaseerd gebruik met middelgrote technische investering	2 - Technisch gebruik met middelgrote natuurlijke input	1 - Technisch gebruik met beperkte natuurlijke input	0 - Geen ecosysteemdienst
HS 11 Voedselproductie		Voedselproductie uit natuurreservaten, wild, halfnatuurlijke graslanden en bossen <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Voedselproductie uit productiegasland botanisch beheer, biologische land- en tuinbouw, land- en tuinbouw met agro-ecologische praktijken, ecologisch beheerde moestuinen <i>Komt vrij regelmatig voor</i>	Voedselproductie uit akkerbouw, grondgebonden veeteelt, tuinbouw, moestuinen <i>Komt het meest voor</i>	Voedselproductie uit glastuinbouw, niet-grondgebonden veeteelt <i>Komt veel voor</i>	
HS 12 Productie wildbraad		Productie wildbraad grofwildjacht (everzwijn, ree) gebruikmakend van geweer en optiek; waterwildjacht (wilde eenden, ganzen) <i>Komt veel voor</i>	Productie wildbraad kleinwildjacht (patrijs, haas) gekoppeld aan habitatverbetering al dan niet ook bijvoeding; opkweek van fazant cfr art. 65 huidige voorwaardenbesluit (opgelet !!!! Is nog niet gepubliceerd) met verwildering in de natuur voor 31/07 <i>Komt vrij regelmatig voor</i>	Productie wildbraad game farming /private hunting estates /hunting reserves (semi natuurlijke gebieden waar wild gekweekt wordt om verkocht te worden voor jacht, consumptie of ter plaatste bejaagd wordt) <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	Productie wildbraad opkweek wildsoorten en uitzetten onmiddellijk voor jachthevent; hertenfarms (boerderijen) dieren worden terplaatse gekweekt en geslacht of geslacht in het slachthuis <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	
HS 13 Houtproductie		Houtproductie door halfnatuurlijk beheer van productiebossen <i>Komt veel voor</i>	Houtproductie door homogene bosaanplanten <i>Komt veel voor</i>			
HS 14 Productie van energiegewassen	Productie van energiegewassen uit ongerepte ecosystemen <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	Productie van energiegewassen uit halfnatuurlijk structuurrijk bos of parkgebied, halfnatuurlijk grasland, moeras, rietland, ruigte, heide <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Productie van energiegewassen uit halfnatuurlijk structuurarm bos, ecologisch beheerd parkgebied, ecologisch beheerd recreatieterrein, permanent cultuurgrasland met botanisch beheer, ecologisch beheerde (moes)tuin, ecologisch beheerd KLE, hoogstamboomgaard, duurzame landbouw, biologische landbouw, agro-ecologische landbouw <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Productie van energiegewassen uit productiebos, parkgebied, recreatieterrein, permanent cultuurgrasland, tijdelijk cultuurgrasland, conventionele akkerbouw, conventionele (glas)tuinbouw, niet-ecologisch beheerd KLE, solitaire boom, laan met bomen, aangelegd moeras, (moes)tuin <i>Komt het meest voor</i>	Productie van energiegewassen uit bedrijventerrein, haven terrein, luchthaven, gebouwen, cultuur van algen of bacteriën, biobrandstofcel <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	
HS 15 Waterproductie		Waterproductie uit zuiver bronwater <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	Waterproductie uit oppervlaktewater, regenwater of opgepompt grondwater <i>Komt het meest voor</i>	Waterproductie uit afvalwater <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	Waterproductie uit zeewater (in vl?) <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	
HS 16 Bestuiving	Bestuiving door wilde organismen <i>Komt veel voor</i>		Bestuiving door honingbijen <i>Komt veel voor</i>	Bestuiving met drones en biotechnologische oplossingen (vraag doen dalen) <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	Bestuiving door manuele bestuiving <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	
HS 17 Plaaigbeheersing	Plaaigbeheersing door natuurlijke inheemse vijanden <i>Komt veel voor</i>		Plaaigbeheersing door klassieke biologische controle en nieuwe associatie biologische controle <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	Plaaigbeheersing door gekweekte vijanden en biopesticiden <i>Komt vrij regelmatig voor</i>		Plaaigbeheersing door chemische bestrijding <i>Komt meest voor</i>

HS 18 Behoud van de bodemvruchtbaarheid		Behoud van de bodemvruchtbaarheid in natuurlijke ecosystemen <i>Komt vrij regelmatig voor</i>	Behoud van de bodemvruchtbaarheid in duurzame/geïntegreerde/biologische landbouw,... Multifunctioneel bos <i>Komt vrij regelmatig voor</i>	Behoud van de bodemvruchtbaarheid in moderne landbouw en intensieve bosaanplant <i>Komt het meest voor</i>		
HS 19 Regulatie van luchtkwaliteit	Regulatie van luchtkwaliteit door opname fijn stof in ongelijkjarige, structuurrijke en in hoge mate natuurlijke ecosystemen <i>Komt veel voor</i>	Regulatie van luchtkwaliteit door opname fijn stof in structuurrijke KLE <i>Komt in enkele gevallen voor</i>		Regulatie van luchtkwaliteit door opname fijn stof in gelijkjarige structuurarme aanplanten en kunstmatige verjongingen <i>Komt vrij regelmatig voor</i>		Regulatie van luchtkwaliteit door preventieve opname in filters, afdekken, waternevel, olienevel bij de bron <i>Komt het meest voor</i>
HS 20 Regulatie van geluidsoverlast	Regulatie van geluidsoverlast door natuurlijke en beheerde natuur <i>Komt het meest voor</i>			Regulatie van geluidsoverlast door aangeplante geluidschermen en combinaties aanplanten en gebouwde schermen <i>Komt vrij regelmatig voor</i>		Regulatie van geluidsoverlast door schermen, bebouwing, geluiddempende materialen etc <i>Komt vrij regelmatig voor</i>
HS 21 Regulatie van erosierisico		Regulatie van erosierisico door natuurreservaten, duurzaam beheerde bossen met ondergroei <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Regulatie van erosierisico behouden/verbeteren regenwormpopulaties in akker, biodiverse grasgangen en grasbufferstroken bij land- en tuinbouw, ecologisch beheerde hagen, heggen en houtkanten, loofbossen met ondergroei <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Regulatie van erosierisico akkerbouw- en tuinbouw met erosiemaatregelen, tijdelijk en blijvend grasland, hagen, heggen en houtkanten, populieren of naaldbos met ondergroei <i>Komt vrij regelmatig voor</i>	Regulatie van erosierisico door erosiedammen met erosiepoelen, kunstmatig opgehoogde taluds <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Regulatie van erosierisico door bufferbekkens en buffergrachten <i>Komt in enkele gevallen voor</i>
HS 22 Regulatie overstromingsrisico	Regulatie overstromingsrisico door grote natuurlijke systemen met vrije morfologie <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>	Regulatie overstromingsrisico door ingekrompen systemen met beperkte morfologische wijzigingen <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Regulatie overstromingsrisico door ingekrompen systemen met technische aanpassingen voor in-/uitlaat <i>Komt het meest voor</i>	Regulatie overstromingsrisico door technische constructies worden grote hoeveelheden op een onnatuurlijke wijze gestockeerd worden <i>Komt vrij regelmatig voor</i>	Regulatie overstromingsrisico door gedelokaliseerde systemen ingezet voor lokale (stedelijke) wateroverlast <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	
HS 23 kustbescherming	kustbescherming door duinen, slikken en schorren <i>Komt het meest voor</i>	kustbescherming door strandhoofden, zandsuppleties, duinen met versterkte voet <i>Komt veel voor</i>			kustbescherming door kaaimuren en dijken <i>Komt vrij regelmatig voor</i>	
HS 24 Regulatie globaal klimaat	Regulatie globaal klimaat door opname C in ecosystemen met hoge mate van natuurlijkheid <i>Komt vrij regelmatig voor</i>			Regulatie globaal klimaat door opname C in intensief beheerde bossen, akkers, graslanden <i>Komt het meest voor</i>		Regulatie globaal klimaat door geo-engineering <i>Komt (zo goed als) niet voor</i>
HS 25 Regulatie van waterkwaliteit	Regulatie van waterkwaliteit door natuurlijke moerassen en rivieren <i>Komt veel voor</i>	Regulatie van waterkwaliteit door plasbermen, GGG, agrarische bufferstroken <i>Komt in enkele gevallen voor</i>	Regulatie van waterkwaliteit door betonnen bezinkingsbekkens, helofytenfilters <i>Komt in enkele gevallen voor</i>		Regulatie van waterkwaliteit door waterzuiveringstations, septische put, pump & treat systemen <i>Komt het meest voor</i>	
HS 26 Groene ruimte voor buitenactiviteiten	Groene ruimte voor buitenactiviteiten verweven met bestaande activiteiten <i>Komt veel voor</i>	Groene ruimte voor buitenactiviteiten zachte recreatie langs bestaande wegen en paden <i>Komt veel voor</i>	Groene ruimte voor buitenactiviteiten zachte recreatie in speciale zones (speelzone, hondenzone, bivakplaats) <i>Komt veel voor</i>	Groene ruimte voor buitenactiviteiten occasionele activiteiten (wedstrijden), gemotoriseerde recreatie <i>Komt veel voor</i>		

Kader 3 - Meta-analyses en betrouwbaarheid

Bij meta-analyses van wetenschappelijke conclusies en rapporten is een cijfermatige betrouwbaarheid (R^2 , p-waarde) irrelevant. De betrouwbaarheid wordt bepaald door de onderbouwing van en de consistentie tussen verschillende data-bronnen, en de transparantie waarmee deze worden gepresenteerd (Jacobs *et al.* 2014).

Elke relevante uitspraak in de 16 ESD-hoofdstukken werd onderworpen aan volgende vragen:

- Over welke interactie gaat het? Het effect van gebruik van ESDx op ESDy
- Wat is de grootte en richting van de interactie? -2 negatief; -1 licht negatief; 0 geen interactie; 1 licht positief; 2 positief
- Over welk ESD-gebruik in de gradiënt natuurgebaseerd-technologisch gaat het? (Tabel 6)
- Hoe is de onderbouwing van de uitspraak? (Figuur 14)
- Hoe is de overeenstemming tussen verschillende uitspraken over dezelfde interactie? (Figuur 14)

Voor elk van deze vragen worden labels/codes toegevoegd aan de stukken tekst. Deze kunnen hierna per label/code worden opgeroepen, en de onderbouwing van de data kan worden teruggebracht tot op de originele informatie in zijn specifieke context. Bijvoorbeeld, de interactie tussen het huidige ESD-gebruik voedselproductie en de ecosysteemdienst regulatie waterkwaliteit werd gescoord als '*negatief*' (-2) met een *zeer hoge betrouwbaarheid*.

Voor deze beoordeling kunnen alle onderbouwingen en scores worden opgezocht, terwijl voor elke onderbouwing de specifieke context kan worden opgeroepen (Figuur 15). Op deze manier worden de conclusies van de analyses stevig en transparant onderbouwd, en kunnen aanpassingen gebeuren op basis van voortschrijdend inzicht

De laatste twee vragen zijn essentieel om de betrouwbaarheid van de meta-analyse te bepalen. Het IPCC ontwikkelde voor gelijkaardige analyses een transparante methode (Mastrandrea *et al.* 2011), en ook in het Millennium ecosystem assessment (MEA 2005) werd een gelijkaardige methode ontwikkeld. Specifiek voor ESD-assessments werd op basis daarvan een betrouwbaarheidsanalyse ontwikkeld (Jacobs *et al.* 2014, Figuur 14).

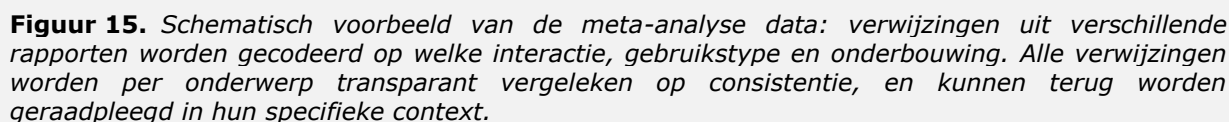
BETROUWBAARHEID van BEVINDINGEN	Beperkte onderbouwing	Matige onderbouwing	Robuuste onderbouwing
Hoge overeenstemming	<i>Gemiddeld</i>	<i>Hoog</i>	<i>Zeer Hoog</i>
Matige overeenstemming	<i>Laag</i>	<i>Gemiddeld</i>	<i>Hoog</i>
Lage overeenstemming	<i>Zeer laag</i>	<i>Laag</i>	<i>Gemiddeld</i>

De betrouwbaarheid van bevindingen wordt bepaald door consistentie en bewijskracht*.

- **Hoge overeenstemming:** data bevestigen elkaar, geen of kleine inconsistenties
- **Matige overeenstemming:** Er zijn verschillende interpretaties maar deze verschillen in kwaliteit
- **Lage overeenstemming:** Er zijn verschillende interpretaties van dezelfde kwaliteit
- **Robuuste onderbouwing:** data onderbouwd met wetenschappelijke argumentatie of analyse
- **Matige onderbouwing :** data onderbouwd met argumentatie of analyse
- **Beperkte onderbouwing :** data niet onderbouwd of met beperkte argumentatie of analyse

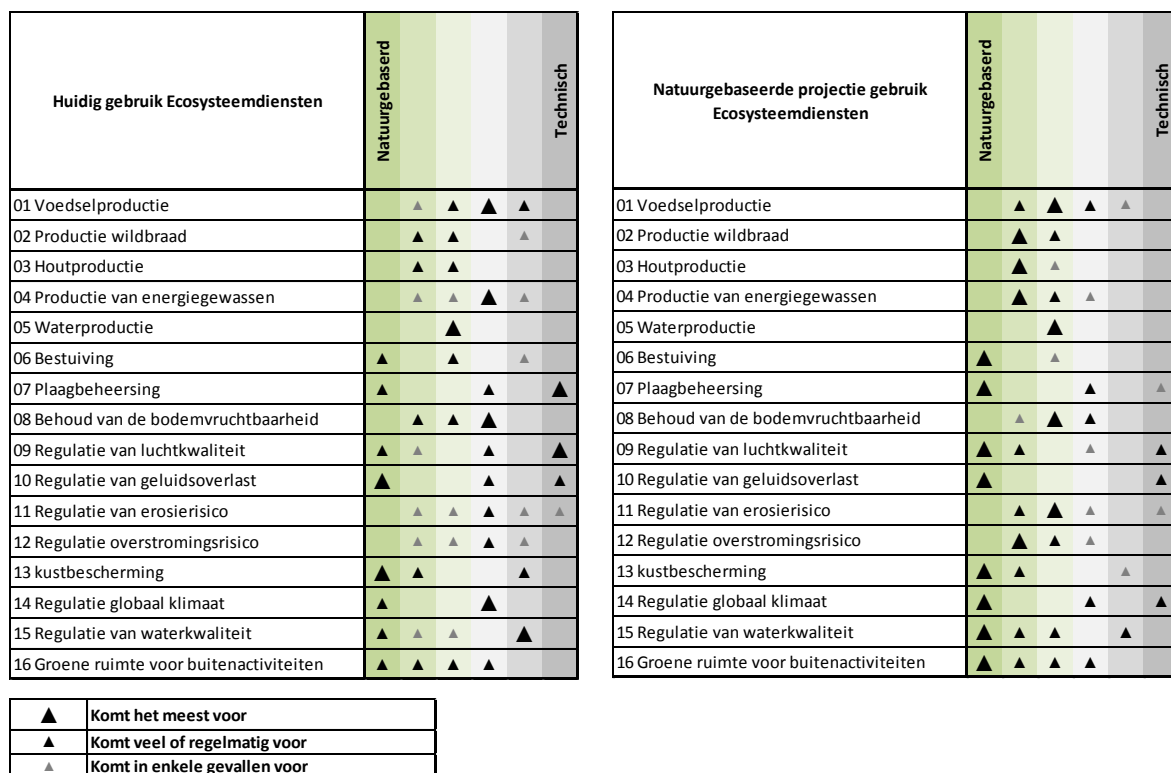
*: de hoeveelheid data is ook van belang, vb. veel (consistente) data van gemiddelde bewijskracht kan een bevinding met hoge betrouwbaarheid opleveren.

Figuur 14. Betrouwbaarheid van data en informatie voor ecosysteemdiensten-analyses, gebaseerd op IPCC en MEA methodes (Jacobs *et al.* 2014).



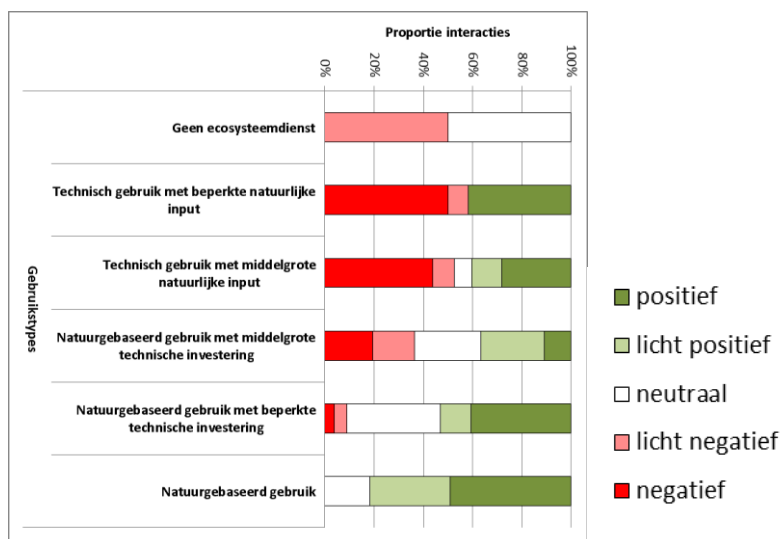
9.3.1. Naar een natuurgebaseerd ESD-gebruik in Vlaanderen?

De interactiepatronen voor het meest voorkomende huidige gebruikstype (op basis van Tabel 6) werden worden in dit deel vergeleken met een projectie gemaakt van natuurgebaseerd gebruik. Hiervoor werd voor elke ecosysteemdienst verondersteld dat het meest voorkomende ESD-gebruik richting 'meer natuurgebaseerd gebruik' (naar links in Figuur 16) opschuift, met de voorwaarde dat dit meer natuurgebaseerde gebruikstype bestaand en realistisch is. Figuur 16 geeft een samenvatting van het huidig gebruik en van de 'meer natuurgebaseerde' projectie voor Vlaanderen.



Figuur 16. Schematische weergave van huidig ESD-gebruik (links) en projectie voor natuurgebaseerd ESD-gebruik (rechts) op basis Tabel 6.

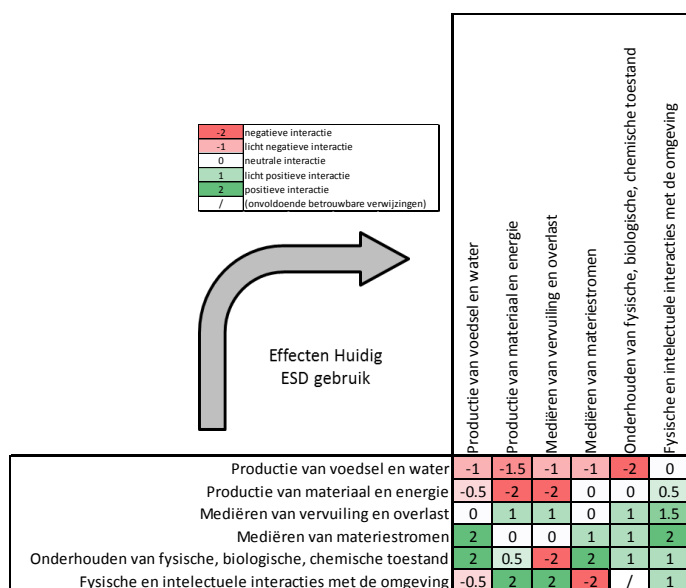
Het huidige gebruik van ecosysteemdiensten in Vlaanderen weegt door naar de technische kant (Figuur 16, Tabel 6). Voor elk van deze gebruikstypes zijn interacties beschreven en beoordeeld tussen de diensten. Het effect van een meer natuurgebaseerd ESD-gebruik kan worden ingeschat aan de hand van het aandeel van elke interactie-klasse (*negatief – licht negatief – neutraal – licht positief – positief* Figuur 17). Hieruit blijkt duidelijk dat het aandeel negatieve interacties (trade-offs) daalt bij meer natuurgebaseerd gebruik, terwijl het aandeel positieve interacties (synergieën) stijgt. Dit patroon is consistent over alle niveaus van betrouwbaarheid.



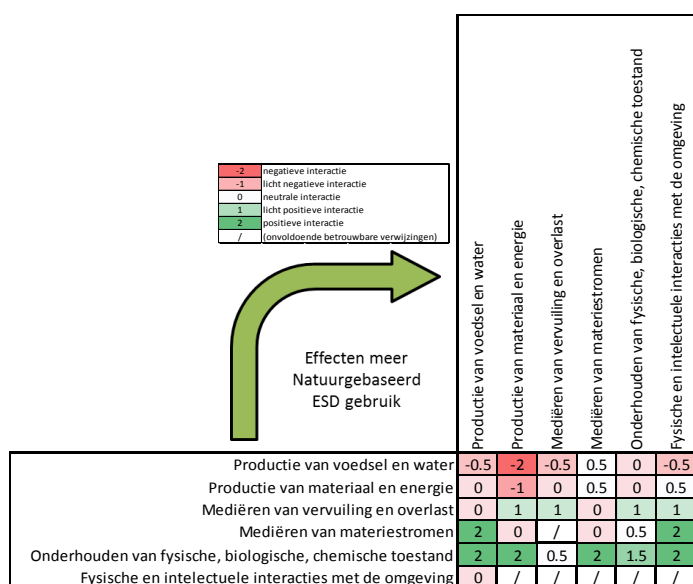
Figuur 17. Proportie van gedocumenteerde trade-offs (negatieve interacties) en synergieën (positieve interacties) langs de gradiënt natuurgebaseerd-technisch gebruik. Alle beschreven interacties tussen de 16 ecosysteemdiensten werden in deze analyse meegenomen ($n=281$).

Een meer natuurgebaseerd gebruik van ecosysteemdiensten gaat dus wel degelijk gepaard met het verminderen van trade-offs en vergroten van synergieën tussen diensten. Het is niet mogelijk om hier de 281 interacties apart te bespreken, hoewel deze elk hun specifieke kenmerken hebben. De informatie over aparte interacties wordt dan ook ter beschikking gesteld op www.nara.be. Binnen deze data zijn echter wel patronen te ontwaren.

Als we het huidige en meer natuurgebaseerde ESD-gebruik vergelijken per CICES-divisie (Figuur 18 en Figuur 19), is het duidelijk dat de producerende diensten het grootste potentieel hebben voor verbetering. Het huidige gebruik van producerende diensten genereert veruit de meeste trade-offs, terwijl het huidige gebruik van regulerende diensten de meeste synergieën genereert. Aan de impact-zijde (effect op aanbod ESD: kolommen) zien we dat trade-offs een impact hebben op alle producerende en vooral regulerende diensten, net als de synergieën. Over het algemeen is het patroon dat trade-offs verdwijnen of verkleinen, terwijl synergieën verschijnen of vergroten. Naast het verschijnen van enkele synergieën bij een meer natuurgebaseerd gebruik van producerende diensten zijn het vooral de regulerende diensten die verbeteren. En dit genereert een dubbel effect: wanneer de trade-offs met regulerende diensten verminderen, zorgt dit op zijn beurt weer voor extra synergieën. Let wel, deze medianen worden sterk beïnvloed door de hoeveelheid onderbouwde interacties: niet voor elk gebruikstype zijn de interacties expliciet beschreven. We geven enkel de interacties weer die onderbouwd zijn met empirische data en wetenschappelijke literatuur.



Figuur 18. Mediane trade-offs en synergie-score gegenereerd door huidig ESD-gebruik in Vlaanderen, zoals gedocumenteerd in de 16 ESD-rapporten. Ecosysteemdiensten zijn gegroepeerd per CICES-divisie (Tabel 2).



Figuur 19. Mediane trade-offs en synergie-score gegenereerd door meer natuurgebaseerd ESD-gebruik in Vlaanderen, zoals gedocumenteerd in de 16 ESD-rapporten. Ecosysteemdiensten zijn gegroepeerd per CICES-divisie (Tabel 2).

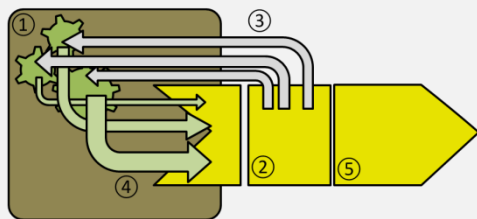
9.3.2. Waarborgen van toekomstige ecosysteemdiensten

Zoals in kader 1 vermeld heeft het ESD-gebruik ook een impact op het *toekomstige* ESD-aanbod. Het aanpassen van ecosystemen, net als het degraderen ervan, zullen het toekomstige ESD-aanbod sterk beïnvloeden. Een ESD-gebruik dat op korte termijn grote baten levert kan dus op langere termijn inefficiënt blijken.

In het voorgaande deel werd getoond dat deze interacties deels via de regulerende diensten verlopen, omdat die eveneens een ondersteunende functie vervullen (bv. behoud van de bodemvruchtbaarheid, regulatie waterkwaliteit). Een verbeterde levering van deze diensten komt dus de stabiliteit van het systeem rechtsreeks ten goede. De rechtstreekse afhankelijkheid van het *functioneren van het ecosysteem* is echter nog belangrijker. De stabiliteit van het ecosysteem is namelijk afhankelijk van een veel groter aantal componenten dan enkel de beschreven ondersteunende diensten (zie kader 4). Zoals uit hoofdstuk 6 blijkt, is de kennis over belangrijke componenten voor het functioneren en aanbieden van ecosysteemdiensten erg beperkt.

Kader 4 - Stabiele ecosystemen: waarborg voor ecosysteem-diensten

In dit kader wordt het concept ESD-gebruik (zie kader 1) verder uitgediept. Alle diensten zijn afhankelijk van het ecosysteem. Ecosystemen worden gewijzigd om specifieke diensten te kunnen leveren. Voor het effectief gebruiken van ecosysteemdiensten is er vaak een input van niet-hernieuwbaar natuurlijk kapitaal (bv. fossiele brandstoffen, zie kader 1). Deze input zorgt niet alleen voor een grotere levering van ESD-baten, maar ook voor effecten op het functioneren van het ecosysteem en dus de andere afhankelijke ecosysteemdiensten.



- ① Ecosysteem met functionele componenten
- ② ESD-Gebruik
- ③ Effecten ESD-gebruik op ecosysteem-componenten
- ④ Afhankelijkheid ESD-aanbod van ecosysteem-componenten
- ⑤ ESD-baten

Figuur 20. ESD-gebruik werkt in op verschillende componenten die de werking van het ecosysteem als hernieuwbaar kapitaal garanderen. Het (toekomstige) ESD-aanbod is eveneens van deze componenten afhankelijk.

Over de ecosysteem-componenten die dit ESD-aanbod bepalen is uiteenlopende literatuur beschikbaar. Overlappende concepten zoals biodiversiteit, draagkracht en resiliëntie (veerkracht) zijn belangrijk voor het begrijpen van het systeem, maar zijn in de praktijk moeilijk te definiëren en te meten (Mace *et al.* 2012, Kandziora *et al.* 2013). Het huidige onderzoek, beschikbare data en zelfs natuurbeleid zijn vrijwel exclusief gericht op (soorten)diversiteit (Mace *et al.* 2012, zie ook hoofdstuk 6).

Zell en Hubbart (2013) reviewen kwantitatieve (meetbare) aspecten van een stabiel ecosysteem en ESD-aanbod. Naast diversiteit en complexiteit op verschillende niveaus (waar traditioneel de meeste aandacht naartoe gaat) blijken vooral energetische aspecten, die de grootte en snelheid van energiestromen doorheen het systeem bepalen, essentieel te zijn voor de draagkracht, stabiliteit (resistentie tegen verstoringen) en de veerkracht (resilientie, terugkeer naar oorspronkelijke toestand) van ecosystemen.

Dit reflecteert zich ook in het werk van Kandziora *et al.* (2013), dat zich specifiek richt op interacties tussen ecosysteemdiensten en de ontwikkeling van indicatoren daarvoor. Ook hier worden vooral bio-energetische componenten naar voor geschoven, en zijn slechts twee van de acht componenten zijn enigszins gelinkt aan aspecten van diversiteit (Tabel 7).

Tabel 7. Componenten van het ecosysteem die een stabiel ESD-aanbod bepalen (naar Kandziora *et al.* 2013)

nr	Integriteits-component	Definitie
1	Capteren exergie	De capaciteit van ecosystemen om de input aan bruikbare energie te verbeteren. Exergie is een thermodynamisch concept dat de hoeveelheid energie meet welke kan worden omgezet in mechanische arbeid. In ecosystemen wordt de gecapteerde exergie omgezet in biomassa en structuren.
2	Produceren entropie	Niet-converteerbare energiefracties die worden geëxporteerd naar het omliggende systeem.
3	Stockagecapaciteit	De capaciteit van ecosystemen om nutriënten, energie en water te stockeren wanneer deze beschikbaar is, en ze weer los te laten wanneer nodig.
4	Cyclering en reductie nutriëntenverlies	De capaciteit van een ecosysteem om de onomkeerbare export van elementen uit het systeem te vermijden, inclusief nutriënten- en materie-cycli.
5	Biotische watertransfer	De watercycli beïnvloed door vegetatie in het systeem.
6	Metabolische efficiëntie	De hoeveelheid energie die nodig is om een bepaalde biomassa te onderhouden, eveneens een indicator voor systeemstress.
7	Heterogeniteit	De capaciteit van een ecosysteem om geschikte habitats voor verschillende soorten, functionele groepen en processen te voorzien.
8	Biotische diversiteit	De aan- of afwezigheid van welbepaalde soorten, functionele groepen, biotische habitatcomponenten of bepaalde samnstellingen van soorten.

Tenslotte wordt ook in de toegepaste literatuur over de ontwikkeling van een ESD-boekhouding een reeks kenmerken van het ecosysteem vermeld die breder gaat dan biodiversiteit (UNSD 2012). De sleutelkenmerken voor het monitoren van het ecosysteem omvatten structuur, compositie, processen en functies. Ruimtelijke kenmerken van belang zijn de oppervlakte, configuratie, landschapsvorm en klimatologische patronen en hun seizoenen (UNSD 2012).

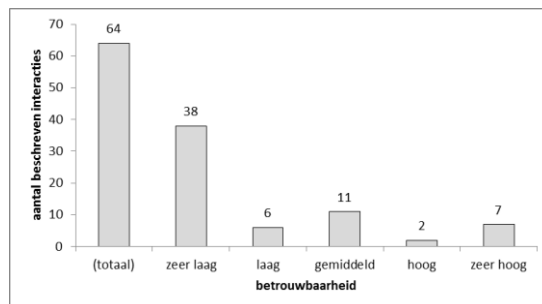
Als we kennis over de rol van het ecosysteem in het ESD-aanbod willen opbouwen, zullen we dus de focus op soortendiversiteit en diversiteit in het algemeen sterk moeten verbreden (Jacobs *et al.* 2013e, zie ook hoofdstuk 6), en indicatoren moeten ontwikkelen voor de energetische en procesmatige componenten van het ecosysteem (zie ook hoofdstuk 5). Deze vormen momenteel een blinde vlek voor onderzoek en beleid.

Om het effect van ESD-gebruik op toekomstige levering te kennen, is meer informatie nodig over deze verschillende componenten en hun relatief belang, net als data over de impact van ESD-gebruik op deze componenten (kader 4). Om de impact van het ESD-gebruik, via het ecosysteem, op toekomstig ESD-aanbod in te schatten, is een overzicht van functionele componenten en informatie over deze verschillende effecten nodig (Figuur 20). Mits een aanname kan wel worden ingeschat hoe de impact op de toekomstige levering kan verschillen tussen het huidige en een meer natuurgebaseerd ESD-gebruik.

Doorheen de 16 ESD-hoofdstukken worden namelijk niet alleen de interacties tussen ecosysteemdiensten gedocumenteerd, maar ook de effecten op biodiversiteit (zie ook hoofdstuk 6),

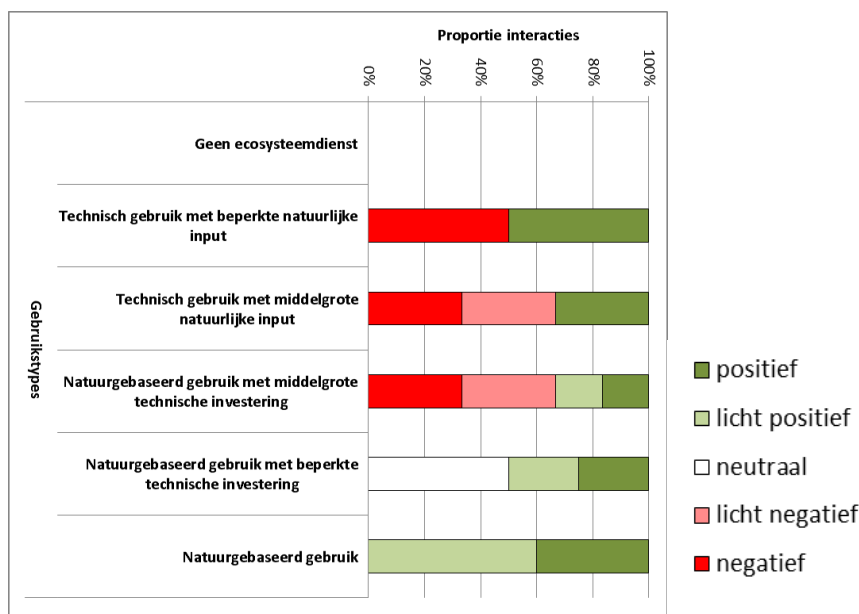
net als interacties tussen het ESD-gebruik en het functioneren van het ecosysteem. Vanuit de assumptie dat de effecten op het ecosysteem-functioneren en de biodiversiteit de impact op de relevante ecosysteemcomponenten weerspiegelen met 'ondersteunende functies' op dezelfde wijze geanalyseerd als de gebruiksinteracties (zie deel 9.3 en kader 3).

Voor ongeveer een derde van de 64 beschreven ESD-gebruikstypes zijn de interacties met de ondersteunende functies beschreven met een minimum gemiddelde betrouwbaarheid, en telkens nog een derde met lage en zeer lage betrouwbaarheid (Figuur 21). Voor de analyse werden enkel de data gebruikt minimaal een gemiddelde betrouwbaarheid (Figuur 14).



Figuur 21. Aantal beschreven interacties met ecosysteem-functies uit de 16 ESD rapporten in relatie tot hun betrouwbaarheid (zie Figuur 24).

Aan de hand van deze meta-analyse maken we opnieuw de vergelijking tussen het huidige ESD-gebruik en een meer natuurgebaseerd ESD-gebruik (zie deel 9.3.1). Hieruit blijkt dat synergieën met ecosysteemfuncties voorkomen over de gehele gebruiksgradiënt, maar dat de negatieve effecten op het functioneren van het ecosysteem enkel gedocumenteerd zijn voor het *technisch ESD-gebruik* en het *natuurgebaseerde ESD-gebruik met middelgrote technische input* (Figuur 22).



Figuur 22. Proportie van gedocumenteerde trade-offs (negatieve interacties) en synergieën (positieve interacties) met ecosysteemfuncties langs de gradiënt technisch - natuurgebaseerd gebruik. Alle betrouwbare interacties van de 16 ecosysteemdiensten met ecosysteemfuncties werden in deze analyse meegenomen ($n=20$). Telkens wordt de proportie van de interactie-niveaus ten opzichte van het aantal beschreven interacties weergegeven.

Het verschil tussen de producerende en regulerende diensten is nog duidelijker dan in de rechtstreekse interacties tussen ecosysteemdiensten (Figuur 23): negatieve interacties op ecosysteemfuncties worden exclusief gedocumenteerd voor producerende diensten, terwijl voor regulerende diensten enkel positieve interacties met ecosysteemfuncties werden beschreven.

	Huidig gebruik	meer natuurgebaseerd gebruik												
<table> <tr><td>-2</td><td>negatieve interactie</td></tr> <tr><td>-1</td><td>licht negatieve interactie</td></tr> <tr><td>0</td><td>neutrale interactie</td></tr> <tr><td>1</td><td>licht positieve interactie</td></tr> <tr><td>2</td><td>positieve interactie</td></tr> <tr><td>/</td><td>(onvoldoende betrouwbare verwijzingen)</td></tr> </table>	-2	negatieve interactie	-1	licht negatieve interactie	0	neutrale interactie	1	licht positieve interactie	2	positieve interactie	/	(onvoldoende betrouwbare verwijzingen)		
-2	negatieve interactie													
-1	licht negatieve interactie													
0	neutrale interactie													
1	licht positieve interactie													
2	positieve interactie													
/	(onvoldoende betrouwbare verwijzingen)													
Productie van voedsel en water	-2	0												
Productie van materiaal en energie	-1.5	0												
Mediëren van vervuiling en overlast	1	1												
Mediëren van materiestromen	2	2												
Onderhouden van fysische, biologische, chemische toestand	2	2												
Fysische en intellectuele interacties met de omgeving	/	/												

Figuur 23. Mediane score voor trade-offs en synergieën gegenereerd door huidig ESD-gebruik (links) of door meer natuurgebaseerd ESD-gebruik (rechts) op ecosysteefuncties in Vlaanderen, zoals gedocumenteerd in de 16 ESD-rapporten. Ecosysteemdiensten zijn gegroepeerd per CICES-divisie (Tabel 2). Voor culturele diensten waren geen betrouwbare gegevens voor gebruikseffecten beschikbaar.

De variabele effecten van gebruikstypes op ecosysteefuncties benadrukken het potentieel van natuurgebaseerd gebruik van ecosysteemdiensten. Het risico op schade aan het functioneren van het ecosysteem - en de toekomstige levering van diensten - is lager bij een meer natuurgebaseerd ESD-gebruik.

9.3.3. Conclusies multifunctioneel gebruik van ecosysteemdiensten

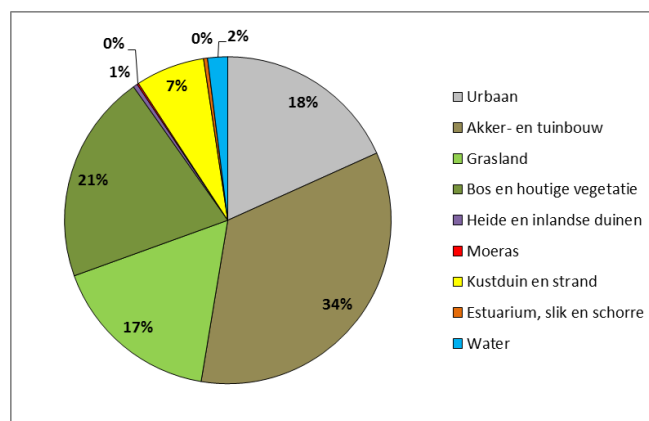
Kennis over reële interacties tussen ecosysteemdiensten reikt verder dan ad hoc gekarteerde data en proxies. Het type landgebruik, dat vaak niet volledig wordt gecapteerd in kartering, bepaalt de impact op het ecosysteem en op de andere diensten. Er is echter heel wat betrouwbare kennis aanwezig over de wisselwerkingen tussen verschillende ecosysteemdiensten. Een transparante meta-analyse of systematische review is dan ook de beste manier om deze kennis te ontsluiten.

Hiervoor wordt het gebruik van ecosysteemdiensten beschouwd langs een gradiënt van natuurgebaseerd tot technisch. De meer natuurgebaseerde gebruikstypes genereren minder negatieve en meer positieve interacties op andere ecosysteemdiensten. De technische inputs -die vaak noodzakelijk zijn voor het beantwoorden aan de ESD-vraag- kunnen soms negatieve effecten genereren. Het huidige gebruik van producerende diensten genereert de meeste negatieve effecten.

De meta-analyse van interacties maakt duidelijk dat een natuurgebaseerd ESD-gebruik

- directe effecten heeft door het verminderen van negatieve en vermeerderen van positieve interacties,
- indirecte positieve terugkoppelingen creëert via verbeterde levering van regulerende diensten en hun synergieën,
- de lange-termijn levering van diensten beter waarborgt.

De grootste opportuniteiten liggen in het verschuiven richting meer natuurgebaseerd gebruik van producerende diensten. Bovendien wordt *de facto* het grootste aandeel van ecosysteemdiensten geleverd door akker- en tuinbouwsystemen, doordat deze een grote oppervlakte beslaan in vergelijking met ecosystemen waarvan het potentiële aanbod groter is maar de oppervlakte relatief klein (Figuur 24). Door deze verhouding in landgebruik kan een kleine wijziging in landbouwpraktijk potentieel meer (ecosysteem)winsten voor de maatschappij opleveren dan investeren in bv. heide of slikken en schorren, die wel een groot ESD-potentieel per hectare hebben maar een kleine oppervlakte.



Figuur 24. Aandeel van de verschillende landgebruiksklassen voor EU-rapportage in ESD-aanbod (bron: hoofdstuk 6).

9.4. Cui bono? Ecosysteemdiensten van globaal tot lokaal

9.4.1. De maatschappelijke realiteit van schaalinteracties

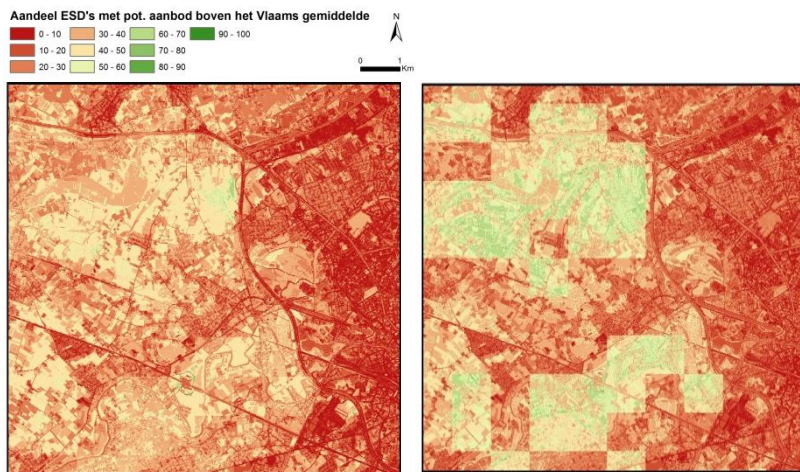
De bijdrage van ecosysteemdiensten aan individueel en maatschappelijk welzijn -en de manier waarop deze baten worden gepercipieerd en gewaardeerd- worden bepaald door de ESD-vraag (zie hoofdstuk 7 en 8). Verschillende (groepen van) mensen hebben verschillende belangen (percepties en waarden). Politieke, economische en sociale mechanismen bepalen hoe deze belangen interageren en welke belangen prioritair zijn (zie hoofdstuk 10). Dergelijke 'ESD-vraaginteracties' beïnvloeden ESD-evaluaties (zie ook hoofdstuk 8 en deel 9.2.2): ecosysteemdiensten hebben een verschillend belang op verschillende schalen. Een keuze en weging van ecosysteemdiensten moet worden afgestemd op de schaal en context van het assessment (zie ook Geijzendorffer *et al.* 2014).

Elke ESD-weging houdt risico's in. De keuze van het *aantal* bestudeerde ecosysteemdiensten en de weging werkt door in alle analyses, zeker wanneer diensten worden opgeteld in bundelkaarten. Daarom is het *a priori* toepassen van een standaardclassificatie (zoals CICES) in een lokale context weinig relevant. Tabel 8 toont een voorbeeld van een weging van ecosysteemdiensten op basis van hun ingeschatte bijdrage aan de drie klassieke componenten van welzijn (Maslow 1943), en de som van deze bijdrages per divisie en bundel ecosysteemdiensten. Hieruit blijkt onmiddellijk dat dit soort wegingen en de aantallen diensten per bundel een groot numeriek effect hebben op alle bewerkingen, in het bijzonder de berekeningen met 'gebundelde' diensten.

Tabel 8. NARA-ecosysteemdiensten met ingeschatte weging voor bijdrage aan drie welzijnscomponenten en sommeringen per CICES-bundel.

	Producterende diensten					Regulerende diensten												Culturele diensten
	Productie van voedsel en water			Productie van materiaal en energie		Regulatie van materiestromen			Regulatie van poluenten en overlast		Regulatie van fysische, chemische en ecologische functies					Culturele diensten		
	01 Voedselproductie	02 Productie wildbraad	05 Waterproductie	03 Houtproductie	04 Productie van energiegewassen	11 Regulatie van erosierisico	12 Regulatie overstromingsrisico	13 kustbescherming	09 Regulatie van luchtkwaliteit	10 Regulatie van geluidsoverlast	15 Regulatie van waterkwaliteit	14 Regulatie globaal klimaat	06 Bestuiving	07 Plaagbeheersing	08 Behoud van de bodemvruchtbaarheid	16 Groene ruimte voor buitenactiviteiten		
Materiële behoeften	3	1	3	2	1	3	1	1	2	1	1	2	2	3	2	3		
Sociale behoeften	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	3		
Morele behoeften	1	0	0	0	0	2	2	0	1	0	0	0	0	1	1	2		
Totalen	5	2	3	3	2	6	4	1	3	1	1	2	2	5	3	8		
	10			5		11			4		13					8		
	15								28							8		

Het risico van niet (of ongepast) in rekening brengen van het belang van verschillende diensten is dus niet gering. Figuur 25 toont de uitsnede van de bundelkaart als resultaat van de impliciete 'geen weging' die in zo goed als alle ESD-assessments wordt gebruikt (links): alle diensten hebben hetzelfde belang. Rechts op Figuur 25 wordt dezelfde kaart-uitsnede gekarteerd met de weging uit Tabel 8 als basis. We zien hierin duidelijk dat bv. de culturele diensten (op hogere resolutie gekarteerd) meer doorwegen. Niet alleen wijzigt daardoor ruimtelijke spreiding van de totale bundel, maar ook de uitkomst van regionale totalen zal hierdoor sterk worden beïnvloed. Uit Tabel 8 kan worden afgeleid dat het effect voor kleinere bundels en aparte diensten nog extremer is.



Figuur 25. Uitsnede van de bundelkaart (% gekende diensten met bovengemiddelde levering) met impliciete uniforme weging (links) en met een voorbeeld-weging voor welzijnsbijdragen (Tabel 8, rechts). Het blokkenpatroon verschijnt door de hogere weging van culturele diensten die op een lagere resolutie zijn gekarteerd.

Welke belanghebbenden en hun waarden worden vertegenwoordigd in het evalueren van ecosysteemdiensten is dus cruciaal: het maatschappelijk representatief bepalen van welke ecosysteemdiensten worden mee gerekend en welke weging deze krijgen in de analyses en kartering voor beleidsondersteuning blijkt een verre van waardenvrij proces te zijn (zie bv. ook Voinov et al. 2014, hoofdstuk 8), en een participatieve aanpak is de enige oplossingsrichting die op dit moment wordt voorgesteld om te komen tot geloofwaardige en legitieme keuzes met betrekking tot duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen (Jacobs et al. 2013c, Jacobs et al. 2014).

Het combineren en vertegenwoordigen van de belangen van sociaal zwakkere groepen, lokale bewoners, regionale en mondiale belangen, mensen elders op de wereld en toekomstige generaties,... is één van de belangrijkste uitdagingen van waarderingsoefeningen. Waardering (*sensu* het toekennen van belang, Dendoncker et al. 2013) is dus niet de *laatste* stap in een ESD-assessment, maar de *allereerste*. De uitdaging is om een waardering te realiseren die de verschillende schalen integreert in een meervoudige criteria-analyse. Voor dergelijke geïntegreerde waardering is er echter nog geen pasklare methode. In dit onderdeel wordt de relevantie van ruimtelijke schaalniveaus verkend.

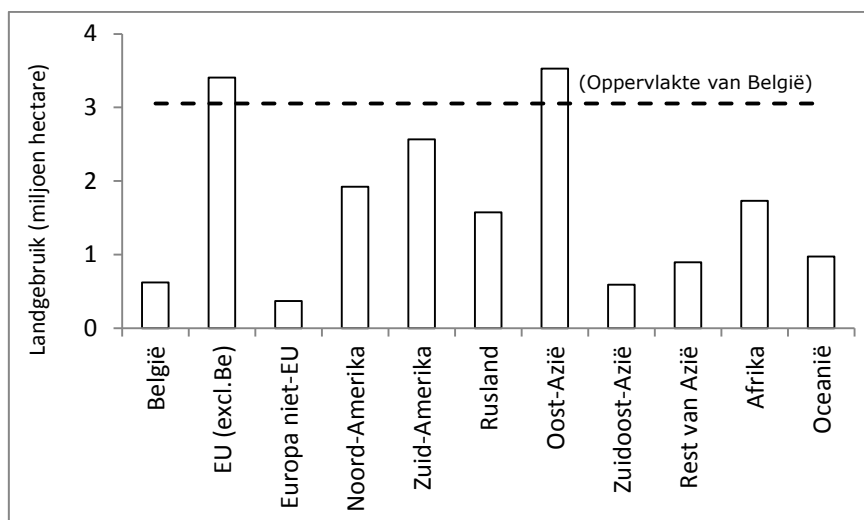
Op globale schaal is Vlaanderen sterk afhankelijk van het globale ecosysteem en van specifieke overzeese regio's, via internationale handel in goederen en diensten. Het gebruik van deze ecosysteemdiensten heeft ook een impact op deze systemen en dus op de diensten die ze leveren. De gevolgen hiervan op belanghebbenden elders ter wereld brengt verantwoordelijkheid met zich mee. Toch is er weinig aandacht voor de effecten van ons ESD-gebruik buiten Vlaanderen.

Op lokale schaal anderzijds is de specifieke context essentieel, zowel maatschappelijk als ecologisch. De resultaten van een ESD-assessment kunnen niet zonder meer worden toegepast op kleinere schaal omdat het benodigde ruimtelijke detail voor een dergelijke analyse van ESD-aanbod, vraag en gebruik groter is.

9.4.2. De globale context: België als importeur van ecosysteemdiensten

De productie van de goederen en diensten die we consumeren vereist land. Terwijl op globaal niveau de consumptie van goederen en diensten gelijk is aan de productie is dit lokaal niet noodzakelijk het geval. Het proces van economische globalisering, dat producenten en consumenten van over de hele wereld dicht bij elkaar brengt, maakt het mogelijk om de plaatsen waar goederen en diensten geproduceerd en geconsumeerd worden ruimtelijk van elkaar te scheiden. De goederen en diensten die we lokaal consumeren, en het land dat hiervoor vereist is, komen vandaag meer dan ooit van over de hele wereld.

Het landgebruik verbonden met de finale consumptie van goederen en diensten in België bedroeg in 2004 18,19 miljoen hectare, ofwel ongeveer 6 maal de oppervlakte van België (Peters 2013). Onze binnenlandse consumptie is met andere woorden sterk afhankelijk van de import van goederen en diensten, en indirect ook land en het natuurlijk kapitaal dat hiermee samenhangt. Figuur 26 illustreert dat het land dat wordt aangewend voor de productie van de goederen en diensten die hier geconsumeerd worden zich uitstrekt over vrijwel de ganze wereld. Slechts 22% van dit land is afkomstig uit de EU, inclusief België. Het landgebruik dat samenhangt met onze finale consumptie ligt in belangrijke mate in Oost-Azië, Zuid-Amerika, Noord-Amerika, Afrika en Rusland.



Figuur 26. Landgebruik (in miljoen hectare) verbonden met de finale consumptie van goederen en diensten in België in 2004 volgens regio van herkomst. Bron: Peters (2013).

De keuzes die we maken wanneer we eten, ons kleden, ons wassen, ons verplaatsen, onze woning inrichten, enz. bepalen niet alleen hoeveel land er samenhangt met onze finale consumptie, maar ook waar dit land zich situeert. De import van voedsel, materialen, grondstoffen en producten uit andere landen bepaalt mee de landgebruikskeuzes in deze landen. Onze vraag naar bepaalde goederen heeft met andere woorden elders een impact op het gebruik van ecosystemen en de goederen en diensten die deze leveren. Het beïnvloeden van ecosystemen, bijvoorbeeld om de levering van een bepaalde ecosysteemdienst gericht te promoten, kan een invloed hebben op het aanbod van andere diensten en de toegang van verschillende groepen mensen tot die diensten.

Doordat de grond in Vlaanderen de afgelopen decennia steeds schaarser en dus ook duurder werd, is het voor de Vlaamse landbouwer een noodzaak om hogere rendementen uit zijn gronden te halen (De sojaconnectie 2014). De Vlaamse landbouw evolueerde daarom naar een model waarbij de lokale grondbehoefte werd afgebouwd. Onze intensieve pluimvee- en varkensbedrijven zijn momenteel sterk aangewezen op het gebruik van soja en vooral sojaschroot als eiwitbron voor het vee. Soja en sojaschroot worden massaal ingevoerd uit Noord- en Zuid-Amerika en is daar verantwoordelijk voor een ruimtebeslag van verschillende honderdduizenden hectare. Over de periode 2000-2011 was ongeveer 45% van de door ons geïmporteerde soja afkomstig van Brazilië zodat zich daar ook de belangrijkste ruimtelijke impact situeert (FAOstat 2014).

De realiteit achter het gebruik van soja uit Brazilië vormt een treffende illustratie van de globale dimensies van de interacties en trade-offs tussen ecosysteemdiensten. De grote buitenlandse vraag naar soja en de inkomsten die met de export van soja te verdienen zijn, hebben geleid tot de uitbreiding van het landbouwareaal ten koste van ecosystemen zoals het Amazoneregenwoud en de savannes van de Cerrado (Peeters *et al.* 2013). Cuypers *et al.* (2013) berekenden dat over de periode 1990-2008 41% of 3,03 miljoen hectare van de door de EU27 geïmporteerde ontbossing verbonden met de import van landbouwgewassen afkomstig was van soja uit Brazilië. De ontbossing in Brazilië verbonden met de finale consumptie van goederen en diensten in België bedroeg in 2004 ruim 10.000 hectare (Peters, 2013). Het overgrote deel van deze ontbossing in Brazilië kan direct of indirect, door het verdringen van veeteelt richting het Amazoneregenwoud en de ontwikkeling van transportinfrastructuur, gelinkt worden aan het gebruik van soja (Cuypers *et*

al. 2013). Het moratorium op soja afkomstig van gronden binnen het Amazonegebied die na 14 juni 2006 werden ontbost, houdt nog altijd stand en blijkt effectief in het voorkomen van ontbossing voor de productie van soja (Boucher *et al.* 2011; Mongabay 2014).

De omvorming van regenwoud en savannevegetatie voor de productie van soja voor de export heeft geleid tot monoculturen van soja. De nieuwe landbouwgebieden zijn eenzijdig gericht op het leveren van soja ten koste van de waaier producerende, regulerende en culturele diensten die deze gebieden voorheen leverden. De focus op de dienst voedselproductie betekent ook niet dat het voedselaanbod en -zekerheid van de lokale bevolking erop vooruitgaat, integendeel. Het aanbod van eetbare planten, wilddraad, fruit, wilde honing, enz. verdwijnt (Chiabai *et al.* 2011; Barrett *et al.* 2013). Sojaproductie kan daarnaast ook een hypotheek leggen op de lokale drinkwatervoorziening (Steward 2007). De duurzame levering van productiediensten is bovendien gelinkt aan de levering van regulerende diensten, waaronder erosiebescherming, regulatie waterkwaliteit, regulatie bodemkwaliteit en regulatie globaal klimaat, die door de omvorming van bos en grasland naar een intensief landbouwsysteem lokaal onder druk komen te staan. De ingrijpende omvorming van het landgebruik in delen van het Amazoneregenwoud en de Cerrado verdrijft de huidige gebruikers waardoor lokale gemeenschappen en hun traditionele gebruiken onder druk komen te staan. De vernietiging van natuurlijk kapitaal ten voordele van de productie van soja heeft een zekere kost. Deze kost situeert zich voornamelijk lokaal en regionaal, maar strekt zich voor een dienst zoals klimaatregulatie zelfs globaal uit.

Een van de belangrijkste voordelen van de economische globalisering is dat we vandaag toegang hebben tot een groter en meer divers aanbod van goederen tegen lagere prijzen. Het resultaat hiervan is dat de gevolgen van onze keuzes ook ruimtelijk verder strekken dan voorheen. Internationale handel maakt het voor regio's immers mogelijk om zowel meer te consumeren dan wat het zelf produceert als om de milieukosten van deze extra consumptie af te wentelen op andere regio's. Wanneer de waarde van ecosysteemdiensten niet of onvoldoende wordt gevat, wijken de prijzen af van hun werkelijke of maatschappelijke kostprijs. Een dergelijke situatie werkt het oordeelkundig en overmatig gebruik van ecosysteemdiensten, en dus de uitputting van het natuurlijk kapitaal, in de hand.

De boodschap die we in deze paragraaf vooral willen meegeven, is dat de toestand en trend van ecosystemen en hun diensten in Vlaanderen niet los gezien kan worden van ecosystemen en hun diensten elders. De impact van ons ESD-gebruik buiten Vlaanderen is immers aanzienlijk. Tegelijk zijn we afhankelijk van het goed functioneren van het globale ecosysteem en van lokale ecosystemen in de regio's waarvan we diensten importeren. Een ESD-gericht beleid heeft dan ook informatie nodig over deze afhankelijkheden, impacts en daaruit voortvloeiende verantwoordelijkheden. Ter ondersteuning van een ESD-gericht beleid is bijkomend onderzoek wenselijk en dit niet alleen over de interacties en hun effecten, maar ook over de beschikbare handelingsmogelijkheden om deze interacties en hun effecten te kunnen sturen.

9.4.3. De lokale context: een verkennende gevalstudie voor ecosysteemdiensten in Gent

9.4.3.1. Ecosysteemdiensten op lokale schaal

Ecosysteemdiensten leveren baten op verschillende schalen. Sommige diensten hebben een nut op wereldschaal, zoals het reguleren van het globaal klimaat door koolstofopslag, terwijl andere diensten enkel binnen een lokale context hun functie vervullen, zoals de bescherming tegen overstromingen. Voor het concreet uitwerken van maatregelen voor ecosysteemdiensten moet dus ook naar de directe leefomgeving van mensen gekeken worden. Niet alleen het aanbod, maar de vraag (aantal mensen en hun noden) kan sterk variëren op lokale schaal (zie ook Geijzendorffer *et al.* 2014). De gevalstudie in dit deel, waarbij drie ecosysteemdiensten (regulatie lokaal klimaat, regulatie luchtkwaliteit en beschikbaarheid groene ruimte) voor de Stad Gent beschreven worden, illustreert deze lokale variaties. Deze analyse gebeurde met medewerking van de groendienst en milieudienst van de stad Gent.

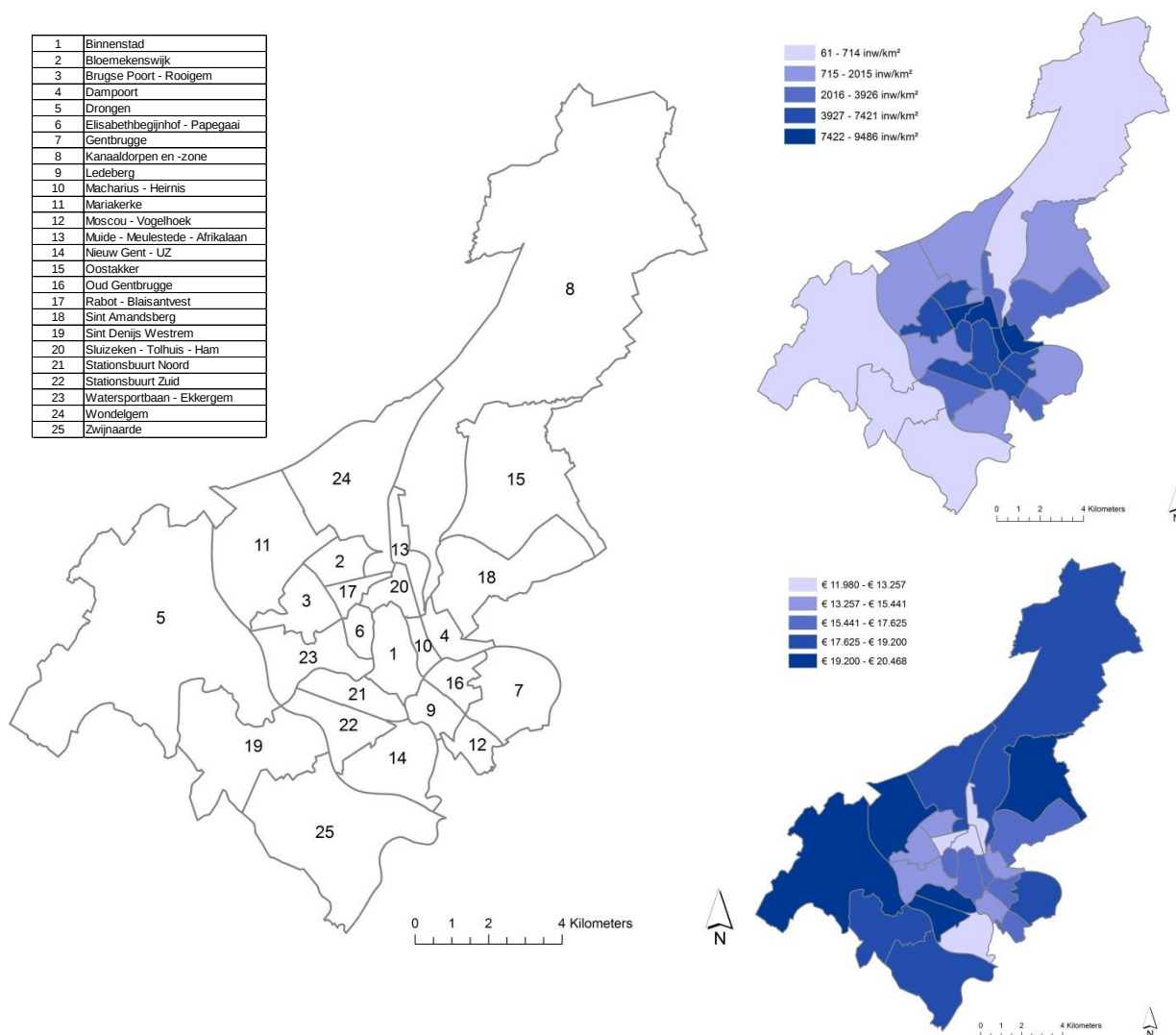
9.4.3.2. Ecosysteemdiensten in de stad

De stad is de leefomgeving van de mens, en 'de natuur' wordt hier intuïtief als minder belangrijk aangevoeld. Nochtans zijn ecosysteemdiensten in de stad van essentieel belang. In een stedelijke omgeving is de vraag naar ecosysteemdiensten immers groot, omwille van de dichte bevolkingen in combinatie met de typisch stedelijke problemen zoals een tekort aan groen voor ontspanning en impact van milieuvervuiling. Het effect op de algemene gezondheid van een bos door de afvang van fijn stof, is in een stedelijke omgeving groter dan op het platteland omdat de vervuiling, én het aantal blootgestelde personen er groter is. Zo is ook de maatschappelijke waarde van een natuurgebied op wandelafstand in de stad groter, dan van een veraf gelegen gebied. De welzijnseffecten van groen in de stad zijn dus erg belangrijk door een combinatie van 1) de hogere vraag naar diensten, 2) het lagere aanbod aan groen en 3) de hogere vervuilingsgraad (Jacobs *et al.* 2012).

9.4.3.3. Ecosysteemdiensten in Gent: drie voorbeelden

Gent is een stad met vooral dicht bebouwde 19^e-eeuwse wijken rondom een historisch centrum. Hoewel het centrum deels autovrij is, lopen de belangrijkste verkeersassen rond en door de stad naar parkings, en is de verkeersdruk in de wijken buiten de stadsring en op deze assen erg groot.

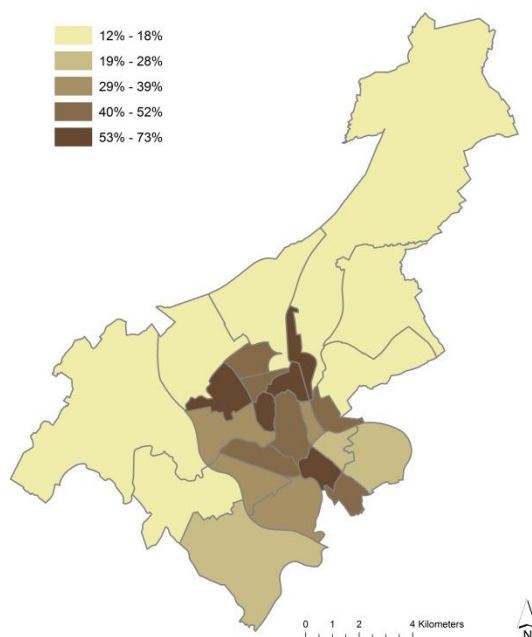
Gent kampt met typische stedelijke problemen als een tekort aan groene ruimte voor ontspanning, hitte tijdens warme zomerdagen en hoge concentraties van fijn stof. Deze problemen zijn ongelijk verspreid over de 25 wijken van Gent, en deze spreiding verschilt ook per probleem. Voor het uittekenen van een lokaal ecosysteemdienstenbeleid is het belangrijk te weten welke wijken dichter bevolkt zijn, wat de milieudruk is en wat de verschillen in welzijn tussen deze wijken zijn (Figuur 27). In een kleine wijk kunnen erg veel mensen wonen die worden blootgesteld aan een grotere milieudruk en een lager welzijn hebben (bv. Sluizeken – Tolhuis - Ham), terwijl andere wijken minder dicht bevolkt zijn, blootgesteld worden aan een minder grote milieudruk en een groter welzijn hebben (bv. Oostakker). Maatregelen ter verbetering van de ecosysteemdiensten hebben een sterker maatschappelijk effect in het eerste geval, omdat meer mensen kunnen profiteren van de baten en het effect op hun welzijn relatief gezien groter is. Om prioriteiten te stellen moeten de aanbod-kaarten van ecosysteemdiensten in Gent worden geïnterpreteerd met deze socio-economische aspecten in het achterhoofd.



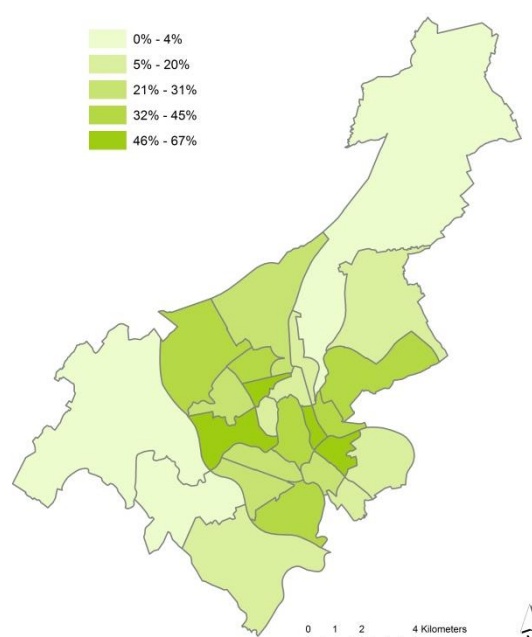
Figuur 27. Een overzicht van de ligging van de Gentse wijken (links), de bevolkingsdichtheid (rechtsboven) en het mediaan jaarlijks inkomen als welzijnsindicator (rechtsonder) per wijk.

9.4.3.3.1. Groene ruimte voor ontspanning

In de stad is groene ruimte erg belangrijk voor het welzijn (zie ook hoofdstuk 26). De vraag naar groene ruimte hangt af van het aantal en de behoeften van bewoners om stedelijk groen te benutten. Het aanbod wordt bepaald door de beschikbaarheid over eigen en toegankelijk groen. Gentenaars zijn minder tevreden over het groenaanbod in hun woonbuurt dan de meeste andere Vlaamse stedelingen, en deze score daalt met de jaren. Het aandeel bebouwde oppervlakte in Gent is dan ook zeer hoog in vergelijking met andere Vlaamse centrumsteden en gaat zelfs in stijgende lijn. Ondanks de nabijheid van reservaten en groenpolen als Bourgoyen-Ossemeersen, Damvallei en de Gentbrugse Meersen heeft een stad als Antwerpen vier keer zo veel bereikbare natuur (3733 hectare tegenover 987 in Gent), wat in oppervlakte per inwoner neerkomt op het dubbele (Jacobs *et al.* 2012). De hier gebruikte data zijn afkomstig van de groendienst van Stad Gent. Figuur 28 geeft per wijk het percentage woonpercelen dat niet beschikt over een wijkpark op wandelafstand of een eigen tuin groter dan 100 m². Deze kaart geeft het tekort aan groene ruimte voor ontspanning weer. Voor het ESD-aanbod is het oppervlakte-aandeel van wijkparken als indicator gebruikt (Figuur 29).



Figuur 28. Groentekort per Gentse wijk, gebaseerd op het aantal bewoners zonder grote tuin dat geen wijkgroen dicht in de buurt heeft. (bron data: groendienst Stad Gent).

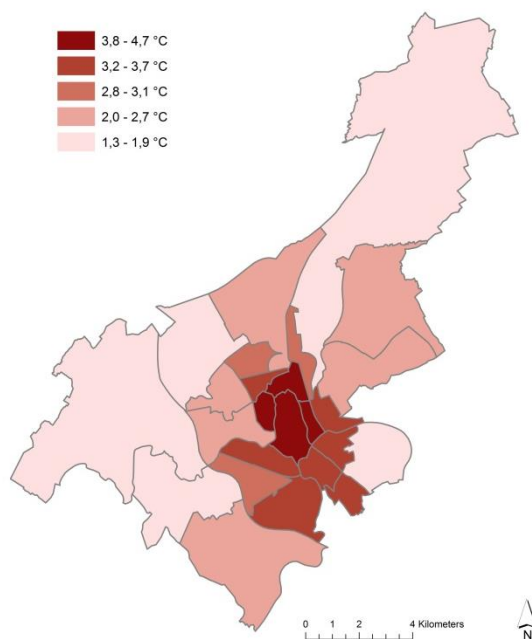


Figuur 29. % oppervlakte toegankelijke wijkparken per Gentse wijk (bron data: groendienst Stad Gent).

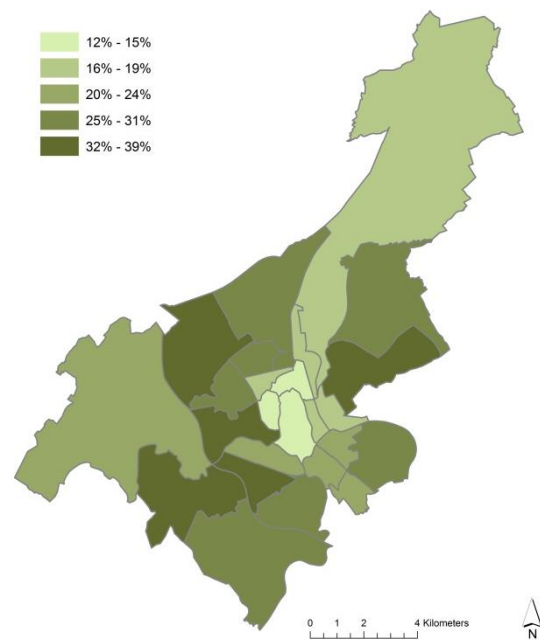
9.4.3.3.2. Regulatie van het stedelijke klimaat

In stedelijke omgeving ontstaan tijdens warme periodes hitte-eilanden. De problematiek van deze verhitting is niet te onderschatten: naast de (moeilijk berekenbare) ongemakken en kosten die dit veroorzaakt, kunnen sterftcijfers vooral bij zwakkere groepen zoals bejaarden sterk stijgen gedurende hittegolven. In 2012-2013 liet Stad Gent een hittestudie uitvoeren door VITO en UGent (Maiheu *et al.* 2013). Daarbij werd het stedelijk hitte-eilandeffect voor Gent in kaart gebracht. In het centrum van Gent is het gemiddeld 3°C warmer dan daarbuiten en dit verschil kan oplopen tot 8°C op hete dagen. Het stedelijk hitte-eilandeffect is het sterkst na zonsondergang. In de Gentse binnenstad zijn er jaarlijks 8 warme nachten meer dan op het platteland. Daarbij zakt de temperatuur niet onder de 18°C. Vooral de versterking van de ondergrond (met asfalt, natuursteen, beton,...) blijkt bij te dragen tot het stedelijk hitte-eilandeffect. Asfalt heeft daarbij een sterker opwarmend effect dan beton. Ook de dichtheid en oriëntatie van bebouwing (veel nauwe straatjes, weinig open ruimte) heeft een belangrijke invloed. Het temperatuurverschil tussen stad en platteland, gemeten op een zomernacht, wordt als indicator voor dit hitte-eiland-effect gebruikt (Figuur 30).

Verkoelende effecten komen vooral van vegetatie (opgaand groen, in mindere mate laag groen). Meer bomen, bijvoorbeeld, leveren schaduw overdag zodat er minder warmte vastgehouden wordt. Ook water levert een verkoelend effect, vooral in combinatie met groene structuren. Planten capteren zonne-energie en zetten deze om in biomassa via fotosynthese, eerder dan deze te weerkaatsen als warmte. Als indicator voor het aanbod van de ecosysteemdienst *Regulatie van het stedelijk klimaat* werd de Groenkaart gebruikt (bron : Agentschap voor Natuur en Bos). De kaart onderscheidt 4 types bedekking op een zeer fijn schaalniveau van 10 m²: hoog groen (> 3m), laag groen, geen groen en akker. Het percentage [hoog groen + water + ½ laaggroen] werd berekend per wijk als indicator voor de ecosysteemdienst Regulatie van het stedelijk klimaat (Figuur 31).



Figuur 30. *Figuur 1: Hitte-effect per wijk in Gent, gebaseerd op temperatuurverschil (zomernacht) met het platteland. (bron: Milieudienst Stad Gent).*

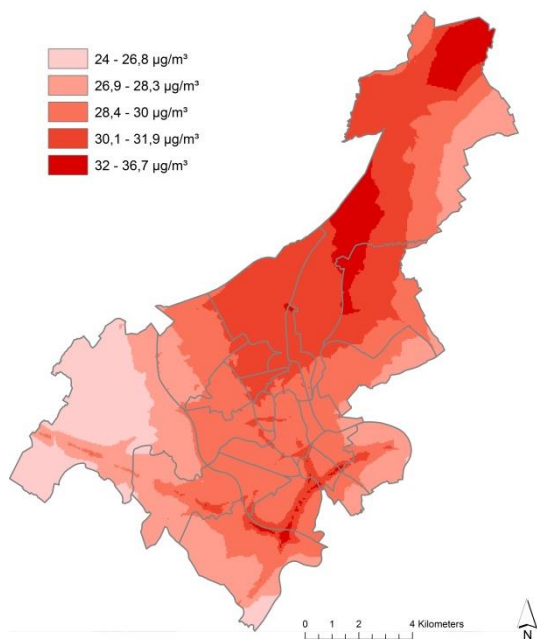


Figuur 31. *Figuur 2: Verkoelend effect van ecosystemen, (% oppervlakte hoog groen, water en 1/2 laaggroen per wijk). (bron: Agentschap voor Natuur en Bos).*

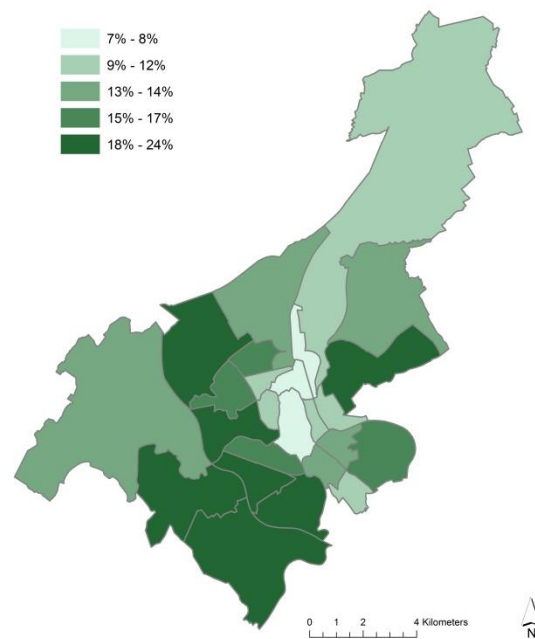
9.4.3.3.3. Regulatie van de luchtkwaliteit

De verkeersconcentraties en industriële activiteiten in en rond de stad zorgen voor lokale stijgingen in concentraties van schadelijke stoffen (zie ook hoofdstuk 19). De bijdrage van gasvormige emissies en secundaire PM₁₀ vorming is voornamelijk toe te schrijven aan transport (40%), landbouw (25%) en industrie (18%). PM₁₀ zijn deeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 10 micrometer. PM is hierbij de afkorting voor 'particulate matter'. De huidige concentraties PM₁₀, waaraan zowel de stedelijke als de plattelandsbevolking worden blootgesteld, hebben schadelijke effecten op de gezondheid (MIRA, 2007). Chronische blootstelling aan fijn stof verhoogt het risico op het ontwikkelen van cardiovasculaire en respiratoire ziektes, evenals longkanker (EEA 2013). Er zijn ook bewijzen voor effecten op korte termijn van fijn stof op de volksgezondheid (WHO 2013). De jaarrichtwaarde van 40 µg m⁻³, opgelegd in de Luchtrichtlijn wordt sinds 2008 op de meeste plaatsen gehaald (MIRA 2007, 2012). De strengere jaarrichtwaarde van 20 µg m⁻³, opgelegd door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO), wordt vrijwel overal overschreden. Er is wetenschappelijke bewijs dat er geen veilige drempel voor blootstelling aan fijn stof bestaat (WHO 2013). Ook voor Gent werden fijn stof concentraties bepaald (bron: Milieudienst Stad Gent; Figuur 3).

Op basis van Groenkaart werd per wijk het percentage hoog groen berekend als indicator voor de ecosysteemdienst 'regulatie van de luchtkwaliteit' (Figuur 33). Bossen en bomen zijn biota die polluenten uit de lucht gaan afvangen, omdat ze voor turbulentie zorgen in de bovengelige luchtlagen. Boven lagere vegetatietypes (graslanden, heide, akkers) is de turbulentie te laag om volop van betekenis te zijn in het luchtzuiveringsproces (zie hoofdstuk 19).



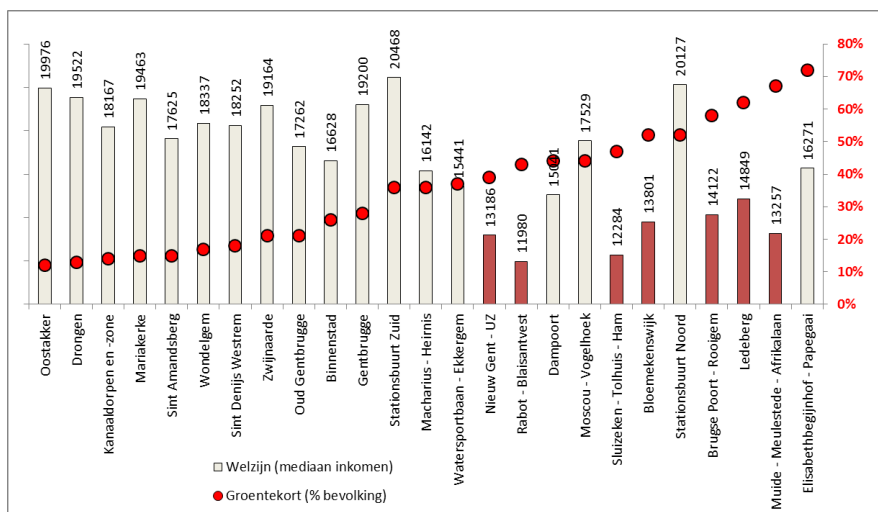
Figuur 32. *Figuur 3: PM10 concentratie in Gent. (bron: Milieudienst Stad Gent).*



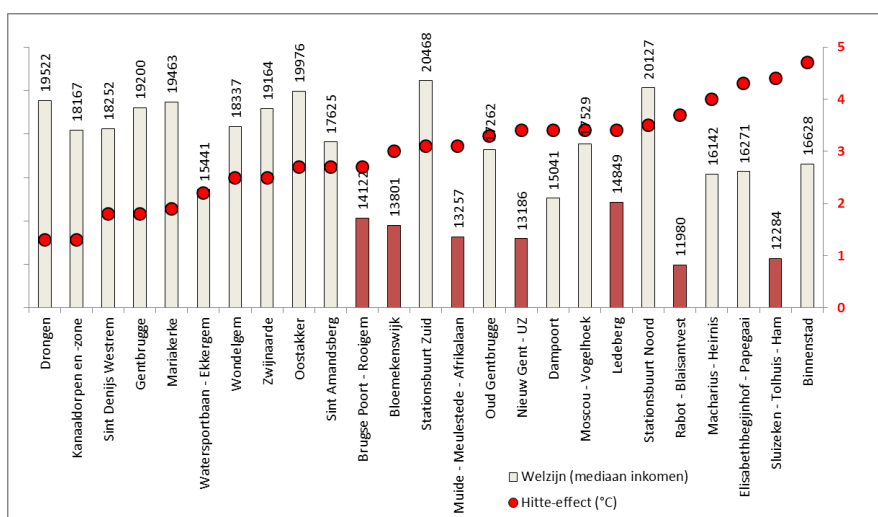
Figuur 33. *Figuur 4: Zuivering door groenstructuren als % oppervlakte hoog groen per wijk (bron: Agentschap voor Natuur en Bos).*

9.4.3.4. Waar de nood het hoogst is: prioritering van maatregelen

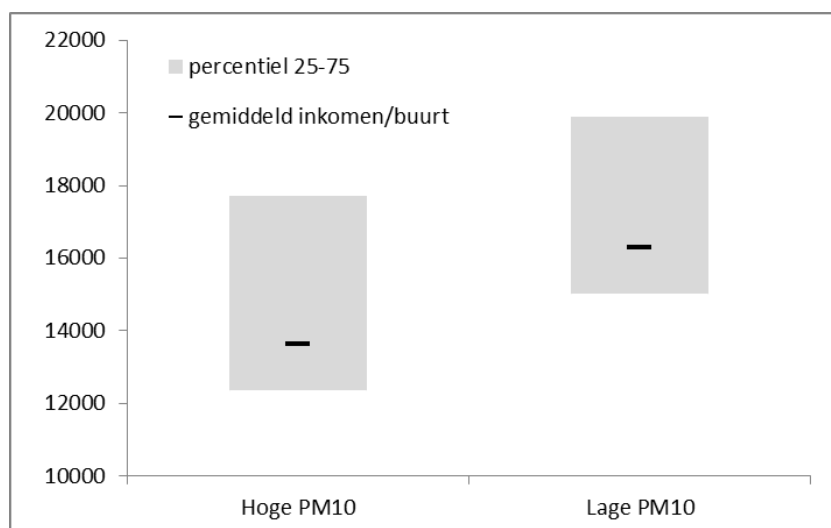
De groendienst van de Stad Gent past momenteel reeds een doordachte prioritering toe op basis van een aantal groen- en milieucriteria voor prioritaire aanleg, behoud of ontsluiting van groenzones. Vooral de kaart van de groentekorten, die *de facto* een brede waaier voordelen van groene ruimte bundelt, wordt hiervoor gebruikt. Het groentekort per wijk is positief gecorreleerd met de bevolkingsdichtheid (die het hoogst is in dichts bebouwde gebieden). Als we de vergelijking maken met de welzijnsindicator zien we ook dat het groentekort het hoogst is voor de zwakste Gentenaren (Figuur 34). Dit werd ook al gedocumenteerd in eerdere studies (Van Herzele *et al.* 2004, 2013). Ook het hitte-effect is over het algemeen het grootst in de wijken met de laagste mediane inkomens, met uitzondering van de stationsbuurten rond Sint-Pieters (Figuur 35). De variaties in fijn stof-concentraties zijn nog fjnschaliger, zodat aggregatie per wijk deze variaties vertekent (zie ook kader 2). Voor de analyse van fijn stof werd daarom verder ingezoomd op het buurtniveau. De variabiliteit is hier groter (201 buurten in Gent). Toch is de algemene tendens ook hier duidelijk: de buurten waar de gemiddelde PM10 concentratie hoger ligt dan 30 µg/m³, hebben een lager gemiddeld inkomen. Ook hier kunnen we voorzichtig concluderen we dat de sociaal zwakkere groepen vaak in de meest ongezonde buurten wonen (Figuur 36).



Figuur 34. Mediaan jaarlijks inkomen per wijk (grijze balken, armste wijken in donkerrood) ten opzichte van groentekort (% bevolking zonder bereikbaar groen, rode punten).



Figuur 35. Mediaan jaarlijks inkomen per wijk (grijze balken, armste wijken in donkerrood) ten opzichte van hitte-effect per wijk (aantal °C, rode punten).



Figuur 36. Gemiddelde en spreiding van mediane jaarlijkse inkomens per buurt (201 Gentse buurten) voor hoge (>30µg/m³) en lage (<30µg/m³) fijn stof concentraties.

Een bijkomende oppervlakte groen in de stad realiseert de grootste stijging in maatschappelijk welzijn op locaties waar een groter aantal mensen met lager welzijn van dit groen kunnen gebruik maken. In een wijk waar minder milieuproblemen zijn, minder mensen wonen of mensen met een gemiddeld hoger welzijn, is het minder (kosten)efficiënt om bijkomend groene ruimte te creëren. Bovendien zijn bewoners uit welgestelde wijken vaak mondiger, beter vertegenwoordigd in het maatschappelijke debat, en hebben zij meer invloed op beleidskeuzes, waardoor ongelijkheid in het aanbod van ecosysteemdiensten nog kan vergroten op de lange termijn. Socio-economische overwegingen op fijne schaal zijn daarom belangrijk om mee te nemen in lokale beslissingen.

Een ecosysteemdienstenstudie kan de basis vormen voor meer duurzame beslissingen in stadsvernieuwingsprojecten, (her)aanleg en ontwikkeling van groen in de stad en efficiënte allocatie van budgetten. Deze casus toont slechts een korte verkenning van de mogelijkheden. Verdere en meer gedetailleerde analyse, met inbegrip van de relevante ecosysteemdiensten en een genuanceerde sociaalgeografische uitwerking, kan helpen om in een stedelijk groenbeleid nog beter het onderscheid maken tussen de wensen van de één versus de noden van de ander.

9.4.4. Conclusies globale en lokale schaal van interacties

Vlaanderen gebruikt in grote mate ecosysteemdiensten die (deels) elders worden geproduceerd. Dit houdt in dat we grotendeels afhankelijk zijn van ecosysteemdiensten buiten België. Deze schaalverplaatsing van (regionale) vraag en (globaal) aanbod impliceert dat ook interacties tussen ecosysteemdiensten en ecosystemen op een grotere schaal een belangrijke rol spelen. Dit heeft belangrijke gevolgen voor waardering en beleid: het enkel binnen Vlaanderen bekijken van ESD-vraag, -aanbod en -gebruik is niet voor alle diensten realistisch of nuttig.

De realisatie van ecosysteemdiensten kan sterk variëren op lokale schaal. De vraag naar ecosysteemdiensten varieert bijvoorbeeld binnen een stad sterk per wijk of buurt. Waar voor de ene stadsbewoner een toegankelijk stadspark een bijkomend voordeel is, kan dit voor een andere stadsbewoner een noodzaak, bijvoorbeeld door een gebrek aan groen en een ongezondere omgeving. Zowel lokale variaties in aanbod als in vraag zijn belangrijk bij lokale implementatie.

Per ecosysteemdienst kan de schaal van vraag en aanbod verschillen, en hiermee dus ook de mogelijkheden voor het ontwikkelen van effectieve ESD-gericht beleidsinstrumenten.

Lectoren

Jos Brils – Deltares, Nederland

Maarten Crivits – ILVO Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek, Eenheid Landbouw en Maatschappij

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

Bart de Knegt – Alterra, Universiteit Wageningen

Rik De Vreese – Vrije Universiteit Brussel, vakgroep Gezondheidswetenschappen & vzw BOS+

Hilde Heyrman - Departement L&V, VLM Vlaamse Landmaatschappij

Inge Liekens - VITO

Joachim Maes - European Commission, DG JRC, Sustainability Assessment Unit

Jeroen Panis – Agentschap Natuur en Bos

Roy Remme - Universiteit Wageningen, Environmental Systems Analysis Group

Kaat Smets - departement Ruimte Vlaanderen

Jan Staes – Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep ecosysteembeheer

Francis Turkelboom – INBO Instituut voor natuur en bosonderzoek, onderzoeksgroep Natuur en Maatschappij

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

Suzanne van der Meulen - Deltares, Nederland

Paul Van Der Sluys - Departement L&V, afdelingshoofd Platteland en Mestbeleid, VLM Vlaamse Landmaatschappij

Dirk Van Gijseghem - Departement L&V, Afdelingshoofd Monitoring en Studie

Wim Van Gils – Diensthoofd beleid, Natuurpunt vzw

Saar Van Hauwermeiren - departement LNE, Afd. Internationaal Beleid

Guido Van Huylenbroeck - Universiteit Gent, Vakgroep Landbouweconomie

Rudy Vannevel –VMM Vlaamse Milieumaatschappij

Mark van Oorschot - PBL Planbureau voor de Leefomgeving, Nederland

Jan-Baptist Verheeke – secretaris Minaraad

Louise Wieteke Willemen – ITC-UTwente, Department of Natural Resources

Referenties

- Barrett, K., J. Valentim, and B. L. Turner, II. 2013. Ecosystem services from converted land: the importance of tree cover in Amazonian pastures. *Urban Ecosystems* 16:573-591.
- Boucher, D., Elias, P., Lininger, K., May-tobin, C., Roquemore, S. And Saxon, E. 2011. The root of the problem. What drives tropical deforestation today? Union of Concerned scientists. Cambridge.
- Burkhard, B., de Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jorgensen, S.E., Potschin, M., 2012. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecol. Indic.* 21, 1-6.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demand – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* 34, 1-32.
- Chiabai, A., C. M. Travisi, A. Markandya, H. Ding, and P. A. L. D. Nunes. 2011. Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction. *Environ Resource Econ* 50:405-445.
- Cowling, R.M., Egoh, B., Knight, A.T., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D., Welz, A.S., 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (28), 9483–9488.
- Cuyppers, D., Geerken, T., Gorissen, L., Lust, A., Peters, G., Karstensen, J., Prielers, S., Fisher, G., Hizsnyik, E., Van Velthuisen, H. 2013. The impact of EU consumption on deforestation: Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation. Studie gefinancierd door de Europese Commissie, DG Leefmilieu. Contractnr. Contract N° 070307/2010/577031/ETU/E2.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1), 21–28.
- De Sojaconnectie. 2014. Website. <http://www.wervel.be/downloads/sojaconnectie/home.html>.
- Dendoncker, N., Keune, H., Jacobs, S., Gomez-Baggethun, E., 2014. Inclusive Ecosystem Service Valuation, in: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. xix–xxviii.
- EEA 2013. Air Quality in Europe. EEA-report 2012. Pp. 107
- 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
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010b. Error propagation associated with benefits transfer-based mapping of ecosystem services. *Biol. Conserv.* 143, 2487–2493.
- FAOstat. 2014. Website Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org>.
- Geijzendorffer, I.R., Roche, P.K., 2014. The relevant scales of ecosystem services demand. *Ecosyst. Serv.* 10, 49–51. doi:10.1016/j.ecoser.2014.09.002
- Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamäki, O., Maes, J., Wittmer, H., Jax, K., 2013. “Maps have an air of authority”: Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosyst. Serv.* 4, 25–32. doi:10.1016/j.ecoser.2012.11.003
- Jacobs S, Wolfstein K, Vandenbruwaene W, Vrebos D, Beauchard O, Maris T, Meire P. (2014b) Detecting ecosystem service trade-offs and synergies: a practice-oriented application in four industrialized estuaries. *Ecosystem Services*
- Jacobs S., Vandevenne, F. en Meire, P. 2012. Net in de stad is biodiversiteit hard nodig. *Tienstiens* 28 – verkiezingsspecial <http://www.tienstiens.org/node/5785>

- 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., 2013c. Editorial: No Root, No Fruit – Sustainability and Ecosystem Services, in: *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. xix–xxviii.
- Jacobs, S., Haest, B., Bie, T. de, Delière, G., Schneiders, A., Turkelboom, F., Dendoncker, N., Keune, H., de Bie, T., 2013e. Biodiversity and Ecosystem Services, in: *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. 29–40.
- 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.
- Jacobs, S., Stevens, M., Reeth, W. Van, Daele, T. Van, Schneiders, A., Demolder, H., Thoonen, M., Gossum, P. Van, Peymen, J., 2013a. Capaciteit voor levering van ecosysteemdiensten - Tussentijdse evaluatie van een methode gebaseerd op landgebruik en expertkennis in Vlaanderen.
- Jacobs, S., Vandenbruwaene, W., Wolfstein, K., Maris, T., Saathoff, S., 2013d. Ecosystem Service Assessment of TIDE Estuaries. Hamburg Port Authority, Hamburg.
- 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
- Landuyt, D., Van der Biest, K., Broekx, S., Staes, J., Meire, P., Goethals, P.L.M. Subm. A GIS plug-in for Bayesian belief networks: Towards a transparent framework to assess and visualise uncertainties in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling and Software*
- Landuyt, D., Broekx, S., D'hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., Goethals, P.L.M., 2013. A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environ. Model. Softw.* 46, 1–11. doi:10.1016/j.envsoft.2013.03.011
- Landuyt, D., Lemmens, P., D'hondt, R., Broekx, S., Liekens, I., De Bie, T., Declerck, S. a J., De Meester, L., Goethals, P.L.M., 2014. An ecosystem service approach to support integrated pond management: A case study using Bayesian belief networks - Highlighting opportunities and risks. *J. Environ. Manage.* 145C, 79–87. doi:10.1016/j.jenvman.2014.06.015
- Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* 27, 19–26. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Lique, 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
- Maiheu B, Van den Berghe K, Boelens L, De Ridder K en Lauwaet D. 2013. Opmaak van een hittekaart en analyse van het stedelijk hitte-eiland effect voor Gent. Eindrapport. Studie uitgevoerd in opdracht van: Stad Gent – Milieudienst 2013/RMA/R/113
- Maslow, A.H. 1943 A Theory of Human Motivation. *Psychological Review* 50(4): 370-96.
- Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Plattner, G.-K., Edenhofer, O., Stocker, T.F., Field, C.B., Ebi, K.L., Matschoss, P.R., 2011. The IPCC AR5 guidance note on consistent treatment of uncertainties: a common approach across the working groups. *Clim. Change* 108, 675–691. doi:10.1007/s10584-011-0178-6
- MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment (MEA) Ecosystems and human well-being. Current state and trends. Island Press, Washington D.C., USA.

MIRA 2007. Milieuraapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Milieu, mens en gezondheid, Bossuyt M., Colles A., Den Hond E., Verschaeve L., Tilborghs G., Wildemeersch D., Chovanova H., Van Campenhout K., Mampaey M., Teughels C., Stassen S., Collier P., Hooft P., Torfs R., Nawrot T. & Keune H., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieuraapport.be

MIRA 2012. Milieuraapport Vlaanderen, indicatorrapport 2012. www.milieuraapport.be

Mongabay. 2014. Brazilian soy industry extends deforestation moratorium. <http://news.mongabay.com/2014/0201-brazilian-soy-renewed.html>.

Peeters, A., Dendoncker, N., Jacobs, S., 2013. Global Trade Impacts on Biodiversity and Ecosystem Services, in: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. pp. 191–219. doi:10.1016/B978-0-12-419964-4.00022-6

Peters, G. 2013. Landgebruik en ontbossing verbonden met de finale consumptie van goederen en diensten in België in 2004. Op basis van de modellen en modeloutputs van Cuypers, D., Geerken, T., Gorissen, L., Lust, A., Peters, G., Karstensen, J., Prielers, S., Fisher, G., Hizsnyik, E., Van Velthuisen, H. 2013. The impact of EU consumption on deforestation: Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation. Studie gefinancierd door de Europese Commissie, DG Leefmilieu. Contractnr. Contract N° 070307/2010/577031/ETU/E2.

Poelmans, L. & Van Daele, T., 2014. Landgebruikskarta NARA-T 2014. VITO-rapport 2014/RMA/R/45. VITO (in opdracht van INBO via referentietraak Natuurrapportering)

Steward, C. 2007. From colonization to “environmental soy”: A case study of environmental and socio-economic valuation in the Amazon soy frontier. *Agriculture and Human Values* 24:107-122

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

Turkelboom, F., Raquez, P., Dufrene, M., Raes, L., Simoens, I., Jacobs, S., Stevens, M., Vreese, R. De, Panis, J., Hermy, M., Thoonen, M., Liekens, I., Fontaine, C., Dendoncker, N., Biest, K. van der, Casaer, J., Heyrman, H., Meiresonne, L., Keune, H., Dufrêne, M., Van der Biest, K., 2013. CICES going local: Ecosystem services classification adapted for a highly populated country, in: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. 223–247.

UNSD, 2012. System of Experimental Ecosystem Accounting White Paper 2012.

Van der Biest, K., D’ Hondt, R., Jacobs, S., Landuyt, D., Staes, J., Goethals, P., Meire, P., 2013b. EBI - An index for delivery of ecosystem service bundles, in: Jacobs, S., Dendoncker, N., Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. Elsevier, New York, pp. 263–272. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00020-2>

Van der Biest, K., D’ Hondt, R., Jacobs, S., Landuyt, D., Staes, J., Goethals, P., Meire, P., Hondt, R.D., 2013a. EBI : An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecol. Indic.* 37, 252–265. doi:10.1016/j.ecolind.2013.04.006

Van Herzele A. en de Vries S. 2013. Linking green space to health: a comparative study of two urban neighbourhoods in Ghent, Belgium. *Population and Environment*, issue 2, vol. 34, n. 2, pp.171 – 193.

Van Herzele A., Wiedemann T. en De Clercq E. 2004. Monitor voor bereikbaar en aantrekkelijk groen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. MIRA (MIRA/2004/05). Vrije Universiteit Brussel.

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

WHO, 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution — REVIHAAP Project Technical report, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

Zell, C., Hubbart, J. a., 2013. Interdisciplinary linkages of biophysical processes and resilience theory: Pursuing predictability. *Ecol. Modell.* 248, 1–10. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.09.021

Bijlage 1 Procedure voor gestandaardiseerde ESD-aanbodkaarten

Voor 14 ecosysteemdiensten werden potentiële ESD aanbodkaarten gemaakt op basis van kaartinformatie uit de 16 ESD-rapporten. Voor de meeste ESD werd één kaart uit het rapport geselecteerd, terwijl voor andere ecosysteemdiensten er eerst nog bewerkingen werden uitgevoerd. De potentiële aanbodkaarten houden in principe rekening met het huidige landbedekking (o.b.v. de NARA landgebruikskaart, Poelmans & Van Daele 2014). Naar analogie met de ESD-kartering op basis van expertenoordeel (Jacobs *et al* 2013) werd voor iedere ESD ook een kaart gemaakt met 5 scores (+ score 0 = geen aanbod), gaande van weinig potentieel ESD aanbod tot heel hoog potentieel ESD aanbod. Hierdoor kunnen scores o.b.v. expertenoordeel eenvoudig vergeleken worden met scores op basis van gemodelleerde ESD-kaarten, en worden ESD scores voor sommige diensten onderling enigszins vergelijkbaar.

Score Betekenis: "deze landgebruiksklasse..."	Expert oordeel methode (Jacobs <i>et al.</i> 2013)	Gemodelleerde kaarten (streefbeeld)
0	levert geen ecosysteemdiensten	levert geen ecosysteemdiensten
1	heeft de laagste capaciteit voor levering van deze ESD	0-20ste percentiel (excl 0)
2	heeft een lage capaciteit voor levering van deze ESD	20-40ste percentiel (excl 0)
3	heeft een gemiddelde capaciteit voor levering van deze ESD	40 – 60ste percentiel (excl 0)
4	heeft een hoge capaciteit voor levering van deze ESD	60 – 80ste percentiel (excl 0)
5	heeft de hoogste capaciteit voor levering van deze ESD	80 – 100ste percentiel (excl 0)

Er werd gestreefd naar scoreklassen met een gelijkaardige oppervlakte. Score 5 komt bijvoorbeeld (in het ideale geval) overeen met 20% van de oppervlakte van Vlaanderen die de hoogste waarde heeft voor een bepaalde ecosysteemdiensten (excl. nulwaarden). Hiervan werd afgeweken indien er grote gebieden eenzelfde ESD-waarde hebben, waardoor sommige klassen groter/kleiner zijn dan de vooropgestelde 20%. Per kaart wordt de grootte van iedere klasse weergegeven.

De omzettingprocedure is afhankelijk van het beschikbare kaartmateriaal per ESD en wordt hieronder beschreven. Voor iedere ESD worden hier details gegeven over de procedure, gaande van een beschrijving van het bronmateriaal (en kritische opmerkingen hieromtrent), de procedure voor het aanmaken van de ESD-synthesekaarten, wat er gebeurde met ontbrekende gegevens (No Data) en nulwaarden en welke grenswaarden gebruikt werden in de finale scorebepaling.

Voor de ecosysteemdiensten plaagbestrijding en behoud van bodemkwaliteit was geen ruimtelijke expliciete informatie over het potentiële aanbod beschikbaar.

Producerende diensten

1. Hfst 11. Voedselproductie

Voedselproductie omvat voor deze analyse zowel de productie van voedselgewassen als van voedergewassen. In dit opzicht is dit dus ruimer dan de experten beoordeling voedselproductie (Jacobs *et al* 2013) en daarom niet vergelijkbaar.

Bronkaarten: Figuur 10 – 14 uit het ESD-rapport (potentieel aanbodkaarten voor akker, fruit, groente, mais en gras, uitgedrukt als opbrengst (%) van de maximale opbrengst van het gewastypes in ideale groeiomstandigheden). Aangezien de potentiële aanbodkaarten niet overlappen, is per pixel slechts 1 waarde gekend. Er werd (nog) geen rekening gehouden met de absolute maximale opbrengst per gewastype. Bijvoorbeeld: een grasland dat 80% van de maximale opbrengst produceert scoort volgens de gebruikte procedure beter dan een akker dat 60% van een maximale opbrengst produceert, terwijl in werkelijkheid de opbrengst van deze akker hoger kan zijn.

No Data / Null: Gebieden niet in landbouwgebruik (No Data in originele kaarten) produceren geen voedsel en kregen score 0. Gebieden waarvoor geen potentieel aanbod kon worden berekend (o.a. door ontbrekende gegevens in bodemkaart) kregen No Data.

Reclassificatie:

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0 - 0,00001	0	67226354
0,00001 - 2,0001	1	265176
2,0001 - 4,0001	2	3591957
4,0001 - 6,0001	3	13677940
6,0001 - 8,0001	4	19600386
8,0001 - 10,0001	5	31016315

2. Hfst 12. Wildbraadproductie

Bronkaart: Voor deze oefening werd de originele kaart van het relatief gewicht per wildbeheereenheden (WBE) gebruikt in plaats van een kaart met het relatief gewicht aan wildbraad per 5x5km hok (Figuur 4 uit het ESD rapport). In vergelijking met de ruimtelijke resolutie van de landgebruikskaart (10x10m) zijn dit nog steeds heel grote blokken, maar meer gedetailleerde informatie voor Vlaanderen is momenteel niet beschikbaar. Deze kaart is eigenlijk een gebruiksaanwijzing van wildbraadproductie, maar gezien de hoge mobiliteit van jagers kan deze eveneens beschouwd worden als proxy voor het potentieel aanbod.

No Data / Null: Gebieden die buiten WBE liggen werden oorspronkelijk beschouwd als NoData. In deze oefening werd dit verder verfijnd: alle bebouwde gebieden buiten WBE (klasse 10101, 10201, 10300, 10401, 10501, 10601, 10701, 10801 van de landgebruikskaart) worden hier beschouwd als 0 (geen wildbraadproductie), de rest blijft NoData.

Reclassificatie:

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0 - 0,1	0	5246896
0,1 - 50	1	15684861
50 - 62	2	23021991
62 - 73	3	24656460
73 - 92	4	24310043
92 - 483,564209	5	27755957

3. Hfst 13. Houtproductie

Bronkaart: Kaart 2 uit het ESD rapport (kaart van het potentiële aanbod) werd gebruikt zonder verdere aanpassingen.

No Data / Null: Alle gebieden die geen waarde hadden in Kaart 2 leveren geen houtproductie en krijgen score 0.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
999 (niet bos)	0	1,13E+08
0 – 5	1	1115197
6	2	5496501
7 – 8	3	5942126
9 – 10	4	5936924
11 – 20	5	5607678

4. Hfst 14. Productie energiegewassen

Bronkaart: Kaarten 4 – 6 uit het ESD rapport (potentieel aanbod van resp. energie uit niet-houtige gekweekte energiegewassen, energie uit maaisel en energie uit houtige stromen) werden samengevoegd. Alle kaarten werden uitgedrukt in eenzelfde eenheid (GJ / ha), waardoor de drie kaarten probleemloos konden worden samengevoegd. De drie kaarten overlappen niet.

No Data / Null: De gebieden buiten Kaart 4 – 6 (NoData of 0 in de originele kaarten) kregen score 0.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0	0	39583868
0 – 490	1	18174697
490 – 730	2	17781984
730 – 830	3	23413200
830 – 1290	4	18311299
1290 – 2880	5	20323922

5. Hfst 15. Waterproductie

Bronkaart: Figuur 16 uit het ESD rapport werd integraal overgenomen (Actuele infiltratie). Dit betreft enkel grondwaterproductie.

No Data / Null: No Data is niet van toepassing: Vlaanderen is volledig gekarteerd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0	0	10035
0 – 180	1	35665735
180 – 226	2	24617718
226 – 283	3	24904673
283 – 323	4	23881336
323 – 450	5	26651356

Regulerende diensten

6. Hfst 16. Bestuiving

Bronkaart: Figuur 4 uit het ESD rapport (potentieel aanbodkaart bestuiving -model voor alle bestuivers)

NoData / Null: No Data is niet van toepassing: Vlaanderen is volledig gekarteerd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0 - 0,902	1	590230
0,902 - 0,984	2	2938188
0,984 - 0,991	3	2349264
0,991 - 0,992	4	285566
0,992 - 1	5	100773649

7. Hfst 19. Regulatie luchtkwaliteit

Bronkaart: Figuur 4 uit het ESD rapport (ruwheidskaart)

NoData / Null: No Data is niet van toepassing: Vlaanderen is volledig gekarteerd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0 - 0,015	1	3456185
0,015 - 0,063	2	30530003
0,063 - 0,164	3	40549972
0,164 - 1,094	4	32882021
1,094 - 2	5	30028708

8. Hfst 20. Regulatie geluidsoverlast

Bronkaart: De scores uit Figuur 5 en Figuur 6 werden opgeteld (Aanbod - Bodembedekking (vegetatie) langs gewestwegen binnen de zones met geluidsoverlast met een resp. fysisch en psychologisch effect op de perceptie van geluidsoverlast). Deze kaart beschouwt enkel de strook rond de gewestwegen en is eerder een actuele dan een potentiële aanbodkaart. Andere geluidsbronnen worden echter niet in rekening gebracht.

NoData / Null: Alle gebieden buiten de zones langs gewestwegen met geluidsoverlast (Figuur 7) werd beschouwd als 0. Voor het berekenen van een gemiddelde ESD-score per MAES klasse (Tabel 3 in Hoofdstuk 6) werden deze zones echter buiten beschouwing gelaten.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0	0	131715068
1	1	1917013
2	2	1081608
3-4	3	308408
5	4	206868
6	5	1361650

9. Hfst 21. Regulatie Erosierisico

Bronkaart: Figuur 8 uit het ESD hoofdstuk (Bodembedekkingsaanbod van de ESD regulatie van erosierisico)

NoData No Data is niet van toepassing: Vlaanderen is volledig gekarteerd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
-1510 - -0,000001	1	14211827
-0,000001 - 0	2	68255533
0 - 0,7	3	16707233
0,7 - 3	4	18488968
3 - 6445,23291	5	18467089

10. Hfst 22 Regulatie overstromingsrisico

Bronkaart Tal van ecosysteemfuncties spelen een rol in de regulatie van overstromingsrisico's. Het ESD rapport bevat verschillende kaarten die elk slechts een deelaspect van dit complex proces belichten. Voor de aanmaak van een syntheseskaart 'overstromingsrisicobeheersing' werden verschillende kaarten samengevoegd:

- 1) Combineerbaarheidskaarten, met indicatie van combineerbaarheid van het landgebruik met overstromingen, per 10mx10m pixel (score 1 = niet combineerbaar, mogelijk slachtoffers tot score 5 = vegetatie aangepast aan overstromingen, geen bijzondere natuurwaarde of grote tolerantie ofwel lage economische schade en/of grote tolerantie)
 - T10: score combineerbaarheid 5 klassen vertaald naar 0 – 125 – 250 – 375 – 500 (weging 5)
 - T100: score combineerbaarheid 5 klassen vertaald naar 0 – 100 – 200 – 300 – 400 (weging 4)
 - T1000: score combineerbaarheid 5 klassen vertaald naar 0 – 75 – 150 – 225 – 300 (weging 3)
 - ROG: score combineerbaarheid 5 klassen vertaald naar 0 – 75 – 150 – 225 – 300 (weging 3)
- 2) Retentiekaart (waterconserveringsgebieden) 2 klassen, met waterconserveringsgebied = score 200 en geen waterconserveringsgebied = score 0 (weging 2)
- 3) Infiltratiekaart (run off) werd ingedeeld in 10 klassen vertaald naar 0 (> 196 mm retentie) tot 100 (< 3.5 mm retentie) (weging 1)
- 4) Landgebruikskaart (Poelmans & Van Daele 2014): LU_Niv1 Water krijgt de maximale score 500, overige landgebruiksklassen krijgen score 0. Dit is nodig omdat niet alle waterlichamen in overstromingsgebied (T10) liggen

Voor de syntheseskaart 'overstromingsrisicobeheersing' werd de maximale score van de hierboven vermelde kaarten gebruikt.

NoData: niet van toepassing: Vlaanderen is volledig gekarteerd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0	0	6857737
10 - 30	1	28314682
40 - 60	2	38483574
70 - 150	3	23823187
200	4	26829398
225 - 500	5	13280392

11. Hfst 23 Kustbescherming

Bronkaart: Figuur 6 uit het ESD hoofdstuk (Potentieel aanbod van de ESD kustbescherming: brede (rood) en smalle (groen) zeereepduinen aan de Vlaamse kust)

NoData/ Null: Alles buiten de aangeduide zeereepduinen leveren geen kustbescherming en kregen score 0. Voor het berekenen van een gemiddelde ESD-score per MAES klasse (Tabel 3 in Hoofdstuk 6) werden enkel de kuststreek beschouwd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
Buiten polygoon	0	137555553
Binnen polygoon	5	33417

12. Hfst 24 Regulatie globaal klimaat

Bronkaarten: Figuur 8 – 10 uit het ESD-rapport werd gebruikt (koolstofopslag in de bodem onder resp. akker, grasland en bos/ander groen). Met koolstofopslag in de bovengrondse biomassa werd geen rekening gehouden.

No Data / Null: NoData in de bronkaarten zijn te wijten aan een onvolledige bodemkaart (o.a. urbaan, water, militaire gebieden, complexe bodemsamenstelling).

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
39,30138 - 50,439502	1	14114481
50,439502 - 56,627348	2	16431406
56,627348 - 70,240609	3	19841047
70,240609 - 92,516853	4	17849963
92,516853 - 356,11908	5	16277845

13. Hfst 25 Regulatie waterkwaliteit

Bronkaarten: Figuur 14 uit het ESD hoofdstuk (potentieel aanbod voor denitrificatie (% verwijdering) onder actuele bodemhydrologie). Andere aspecten over de regulatie waterkwaliteit werden niet beschouwd.

No Data / Null: NoData No Data is niet van toepassing: Vlaanderen is volledig gekarteerd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
0	0	118741682
0-300	1	3479850
300-700	2	3349642
700 - 1420	3	3288079
1420 - 3000	4	3209427
3000 - 100000	5	3134787

Cultureel

14. Hfst 26 Ruimte voor buitenactiviteiten

Bronkaarten In deze oefening wordt gefocust op recreatief groen, waarvoor Figuur 7 uit het ESD-hoofdstuk geschikt is (Aanbod aan recreatief groen per gridcel van 1x1 km² binnen de toeristische regio's). In vergelijking met de ruimtelijke resolutie van de landgebruikskarta (10x10m) zijn dit nog steeds heel grote hokken, maar meer gedetailleerde informatie voor Vlaanderen was in het rapport niet beschikbaar.

No Data / Null: No Data is niet van toepassing: Vlaanderen is volledig gekarteerd.

Reclassificatie

Waarde	Klasse	Aantal 10x10m pixels
1 - 2,25	1	27320442
2,25 - 2,796875	2	28427242
2,796875 - 3,265625	3	27228305
3,265625 - 3,78125	4	26235822
3,78125 - 5	5	28656198
1 - 2,25	1	27320442