Vlaanderen
is wetenschap

HOOFDSTUK 4

Landgebruiksveranderingen waarderen in Vlaanderen

Natuurrapport - Aan de slag met ecosysteemdiensten Technisch rapport

Wouter Van Reeth, Katrijn Alaerts, Maarten Stevens, Luc De Keersmaeker, Peter Van Gossum,
Els Verachtert

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Wouter Van Reeth¹, Katrijn Alaerts¹, Maarten Stevens¹, Luc De Keersmaecker¹, Peter Van Gossum¹, Els Verachtert²

¹Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, ²VITO

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

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

wouter.vanreeth@inbo.be

Wijze van citeren: Van Reeth W., Alaerts K., Stevens M., De Keersmaecker L., Van Gossum P., Verachtert E., (2016). Hoofdstuk 4 – Landgebruiksveranderingen waarderen in Vlaanderen (INBO.R.2016.12342907). In Van Gossum. et al. (eds.), Natuurrapport – Aan de slag met ecosysteemdiensten. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2016. 12342456, Brussel

D/2017/3241/69

INBO.R.2016.12342907

dx.doi.org/10.21436/inbor.12342907

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Y. Adams / Vildaphoto.net

Hoofdstuk 4. Landgebruiksveranderingen waarderen in Vlaanderen

Natuurrapport – Aan de slag met ecosysteemdiensten
Technisch Rapport

**Wouter Van Reeth, Katrijn Alaerts, Maarten Stevens, Luc De Keersmaeker,
Peter Van Gossum en Els Verachtert**

INBO.R.2016.12342907

Voorwoord

Dit hoofdstuk van het Natuurrapport 2016 presenteert een studie naar de geïntegreerde waardering van landgebruiksveranderingen. We concentreren ons op twee actuele thema's in het natuur-, milieu-, ruimtelijk en landbouwbeleid, namelijk erosiebestrijding en bosuitbreiding. Voor elk thema vergelijken we drie alternatieve scenario's aan de hand van twintig ecologische, maatschappelijke en economische waarde-indicatoren.

De scenario's beschrijven telkens drie alternatieve sets van landgebruiksveranderingen. Zij verschillen qua (1) omvang, (2) locatie en (3) aard van de verandering (bv. andere bodembedekking of andere beheervormen). Die drie elementen weerspiegelen de normatieve keuzen waarrond elk scenario is opgebouwd. Voor sommige aspecten van de scenario's kon worden voortgebouwd op bestaand beleid. Voor andere aspecten dienden de onderzoekers zelf aannames of keuzen te maken, wegens een minder sterk geëxpliciteerd beleid, of wegens onvoldoende tijd voor een meer participatieve scenario-ontwikkeling met betrokken beleidsdiensten of belanghebbenden.

De scenario's zijn dan ook niet in al hun aspecten een doorslag van een vaststaand of politiek gedragen beleid, of van in uitvoering zijnde beleidsprogramma's. Ze vormen wel 'kijkrichtingen' op basis van een aantal normatieve visies die richtinggevend zijn in het politiek en maatschappelijk debat rond deze thema's. Enkele voorbeelden van die visies zijn het streven naar de toename van de bosbedekkingsgraad in Vlaanderen, bijvoorbeeld nabij dichtbevolkte en bosarme gebieden; de instandhouding van biodiversiteit; het aanpakken van de erosieproblematiek; de mogelijke bijdragen vanuit natuur- en landbouwbeleid aan het bestrijden (mitigeren) van de klimaatverandering; en het vermijden van een verdere druk op landbouwinkomsten, gezien de economische en maatschappelijke uitdagingen waar de landbouwsector voor staat.

We waarderen en vergelijken de scenario's aan de hand van een aantal criteria of waarden, die we samenbrachten in twintig waarde-indicatoren. Die indicatoren verwijzen naar de respectievelijke doelstellingen van de scenario's, en naar een aantal neveneffecten die mee worden onderzocht. Alle indicatoren hebben betrekking op kenmerken van ecosystemen, op ecosysteemdiensten en op hun maatschappelijke en economisch belang. Geïntegreerde waardering streeft niet naar het reduceren of aggregeren van deze waarden in één alles-samenvattende index of waarde-eenheid. Ze ambieert ook geen integrale of exhaustieve behandeling van alle facetten van de onderzochte landgebruiksveranderingen. Ze streeft wel naar het combineren van invalshoeken om na te gaan waar zich mogelijke synergieën (win-winsituaties) of keuzen (trade-offs) voordoen, en wie daarvan voor- en nadelen ondervindt. Het doel van de waarderingsstudie is niet om één beste of optimaal scenario of beleidspad voor bosuitbreiding of erosiebestrijding voor te stellen. De scenario's vormen veeleer 'wat... als... ?' – oefeningen, die alternatieve landgebruiksveranderingen vanuit meerdere invalshoeken vergelijken, en zoeken naar scenario-overschrijdende patronen, inzichten en aanbevelingen.

Rond waardering werd de voorbije decennia heel wat onderzoek verricht, vanuit diverse kennisgebieden en wetenschappelijke disciplines, en aan de hand van verschillende methoden en procedures. We bouwen in deze studie voort op de kennisbasis ontwikkeld in het Natuurrapport 2014. Waar mogelijk werden inzichten uit recente onderzoeksprojecten (bv. ECOPLAN), ecosysteemassessments (bv. UK-NEA, IPBES) en wetenschappelijke literatuur toegevoegd. We kunnen de kenmerken van ecologische, maatschappelijke en economische systemen weliswaar wetenschappelijk beschrijven, maar de brede scope van de thema's noopt tot selectiviteit in de aspecten, criteria en toegepaste methoden. Die selectiviteit brengt keuzes mee en introduceert subjectieve, ethische en politiek geladen elementen in de studie. Door zo transparant mogelijk die keuzen of aannames te beschrijven en becommentariëren, kunnen we die selectiviteit en subjectiviteit zichtbaar maken. Dit kan helpen om tendentieuze of ideologisch geladen analyses te vermijden, en de lezer/gebruiker van deze studie te tonen waar andere keuzen mogelijk zijn, met mogelijk andere of aanvullende conclusies. Geïntegreerde waardering is dan ook geen 'techniek' die erop gericht is om alternatieve beleidskeuzen te 'objectiveren'. Ze omvat veeleer een aanpak om de subjectieve en normatieve elementen, onlosmakelijk verbonden met scenario's en waardering, zichtbaar te maken. We hopen dat ze op die manier transparantie kan creëren in een politiek en maatschappelijk debat, dat kleur durft te bekennen omtrent de waarden en keuzen waarrond het biodiversiteits- en omgevingsbeleid zich de volgende jaren zal ontwikkelen.

Dit rapport kwam mee tot stand dankzij de suggesties, expertise en ondersteuning van heel wat collega's, binnen en buiten het INBO. Die varieerden van advies over de ihd-bosuitbreiding, hulp bij de interpretatie van de bodemkaart en het framen van de sectorale strijd om de open ruimte in Vlaanderen, tot het beschikbaar stellen van

landbouweconomische data en allerhande GIS-analyses voor het berekenen en karteren van de scenario's. De auteurs wensen, naast de lectoren achteraan in dit rapport vermeld, hun dank uit te drukken aan prof. Kris Verheyen (UGent), Hans Van Calster, Suzanna Lettens, Toon Spanhove, Carine Wils, Pieter Vandenbroucke en Toon Van Daele (INBO), Lien Poelmans, Maarten Van der Meulen en Leo De Nocker (VITO), Leen Franchois (Boerenbond) en Bart Van der Straeten (Departement Landbouw en Visserij). Wij hopen dat we hun suggesties en inzichten op een correcte en verantwoorde wijze hebben toegepast in dit rapport. De inhoud en de conclusies blijven natuurlijk voor rekening van de auteurs.

Hoofdpijnen en aanbevelingen

- De ons omringende landschappen maken deel uit van een sociaal-ecologisch systeem dat we, afhankelijk van het schaalniveau, anders ervaren en waarderen. Als gevolg van eeuwenlange landgebruiksveranderingen bestaat dit landschap uit een mix van groene en grijze infrastructuur.
- Landgebruiksveranderingen beïnvloeden de bundel van ecosysteemdiensten en andere diensten die die landschappen ons leveren. Geïntegreerde waardering levert informatie op die kan helpen om alternatieve landgebruiksveranderingen op een meer volledige en meer transparante wijze af te wegen.
- Geïntegreerde waardering vergelijkt en toetst alternatieve scenario's of beleidsopties aan de hand van een selectie van ecologische, maatschappelijke en economische waarden. Veeleer dan uiteenlopende waarden te reduceren tot één eenheid, index of kengetal, streeft geïntegreerde waardering ernaar om uiteenlopende waardentypen naast elkaar te plaatsen, zodat ze zichtbaar blijven in het debat.
- De ecologische, maatschappelijke en economische waarden kunnen betrekking hebben op kenmerken van ecosystemen (bv. oppervlaktes, populaties, ecosysteefuncties), op ecosysteemdiensten (bv. luchtzuivering, voedselproductie) of andere diensten (bv. huisvesting, mobiliteit) die sterk door de mens beïnvloede systemen ons leveren, en op de maatschappelijke en economische effecten daarvan (bv. gezondheid, veiligheid en inkomenszekerheid). In deze studie besteden we vooral aandacht aan veranderingen ecosysteemkenmerken en ecosysteemdiensten, en een aantal maatschappelijke en economische effecten daarvan.
- Relationale, sociaal-culturele waarden verwijzen naar wat wij beschouwen als een goed en menswaardig leven, onder meer op basis van de relatie met onze leefomgeving en het landschap. Het optimaliseren van deze waarden is slechts relevant in zoverre voldaan is aan fundamentele waarden, die verwijzen naar menselijke overleving.
- Economische waardering berekent monetaire ruilwaarden. Dit veronderstelt dat wat gewaardeerd wordt, vervangbaar of compenseerbaar is door iets anders van dezelfde of hogere monetaire waarde.
- Economische ruilwaarden bieden op zich geen informatie over hoe we best omgaan met ecologisch onomkeerbare processen, met het verlies van unieke of onvervangbare sociaal-culturele waarden, of met de morele, intrinsieke waarde van levende organismen. Ze geven doorgaans ook geen signaal vanaf welk punt ecologische degradatie, en een verlies van ecosysteemdiensten, onomkeerbaar wordt.
- Alle onderzochte scenario's voor ongeveer 10.000 ha bosuitbreiding in Vlaanderen, bleken een aantal ecologische, maatschappelijke en economische meerwaarden te realiseren. Dit gebeurde telkens ten koste van andere landgebruiken, waaronder professionele landbouw, hobbylandbouw en graslanden met natuurbeheer, en de daarmee geassocieerde waarden.
- Voor de instandhouding van Europees beschermde bosbiodiversiteit, biedt het bosuitbreidingsscenario dat focust op het vergroten en verbinden van complexen die oud bos bevatten, de beste perspectieven.
- Zo'n 20% van de bevolking beschikt momenteel niet over nabij stadsgroen, zo'n 30% niet over nabij stadsbos. Volgens de drie onderzochte scenario's kan 10.000 ha bosuitbreiding dit terugdringen tot 9% (voor stadsgroen) en tot 23% (voor stadsbos). Naarmate de bevolking verder aangroeit en de urbanisatie doorgaat, zullen die percentages minder sterk dalen.
- De bijkomende koolstofopslag in bodem en biomassa door 10.000 hectare bosuitbreiding, dekt slechts een fractie van de jaarlijkse emissies door het wegverkeer in Vlaanderen.
- We ramen de economische baten van 10.000 ha bosuitbreiding op het vlak van toegenomen houtproductie, luchtzuivering (afvang van fijn stof), vermeden erosie, klimaatregulatie (koolstofopslag) en recreatie, op schaal Vlaanderen gemiddeld zo'n 1,5 tot 3 keer groter dan het economisch verlies voor de landbouwer door gederfde

voedselproductie. In economische termen wegen luchtzuivering en voedselproductie het sterkst door. Lokaal en bovenlokaal kunnen de nettobaten sterk afwijken van de Vlaamse gemiddelden.

- Van drie onderzochte scenario's voor erosiebestrijding, bleken alle scenario's op basis van de economische waarde van vermeden erosiekosten en bijkomende koolstofopslag de gederfde opbrengst uit voedselproductie te compenseren. Toevoeging van andere waarden (luchtzuivering, houtproductie, recreatie, watergebonden ecosysteemdiensten) maakt de economische meerwaarde van de onderzochte maatregelen nog groter.
- Het grootste deel van die economische baten van ecosysteemdiensten wordt momenteel niet door de markt of door marktcorrigerende beleidsinstrumenten verzilverd, waardoor ze bij private, marktgerichte landgebruikskeuzen minder zwaar doorwegen.
- De ecologische, maatschappelijke en economische effecten van bosuitbreiding zijn erg ongelijk verdeeld, zowel geografisch als tussen de belanghebbenden. Het compenseren van benadeelde groepen of regio's is slechts mogelijk in zoverre de onderzochte waarden (bv. landgebruik, inkomsten, landschapswaarde, ecologische waarde) als inwisselbaar en vervangbaar worden beschouwd. Of dit daadwerkelijk zo is, hangt af van ethische standpunten.
- Geïntegreerde waardering vergt aandacht en respect voor de waarden op verschillende schaalniveau's. Deze waarderingsstudie hanteerde waarde-indicatoren op schaal Vlaanderen. Voor besluitvorming rond lokale of streekgebonden projecten, bevelen we aan om de waarden mee te laten bepalen op basis van lokale, participatieve processen.
- 'Aan de slag gaan met ecosysteemdiensten' vereist dat we de waarde van ecosysteemdiensten niet alleen zichtbaar maken, maar ook daadwerkelijk meenemen in onze wetten en instituties, en in onze besluitvorming over land- en ruimtegebruik.

Key findings and recommendations

Nature Report 2016 – 'Putting ecosystem services to work'

Technical Report – Chapter 4. Valuing land use change in Flanders

- The landscapes that surround us are part of a social-ecological system. We perceive and value them differently, depending on our angle and scale of observation,. Due to centuries of anthropogenic land use change, these landscapes now consist of a mix of green and grey infrastructure.
- Land use change affects the bundle of ecosystem services and other services which these landscapes generate. Integrated valuation selects information that can help to weigh alternative land use decisions in a more complete and transparent manner than is commonly applied.
- Integrated valuation compares alternative scenarios and policy options via a selection of ecological, social and economic values. In stead of reducing incommensurable values to one value dimension, unit or index, integrated valuation intends to juxtapose different value types, so that they remain visible in a debate.
- Ecological, social and economic values may refer to characteristics of ecosystems (e.g. area, population, ecosystem functioning), to ecosystem services (e.g. air purification, food production) or other services (e.g. housing, transportation) which social-ecological systems supply, and to their social and economic outcomes (e.g. health, safety, income security). This valuation study focuses on changes in ecosystem characteristics and ecosystem services, and on some of the social and economic outcomes thereof.
- Relational, social-cultural values refer to what we consider a good quality of life, based on, inter alia, our relationship with the surrounding landscape. Increasing or optimizing these values is only relevant to the extent that fundamental values, referring to human survival, are being met.
- Economic valuation calculates monetary trade values. Implicit in these values is the assumption that the valued object, can and may be replaced or compensated by something of equal or higher monetary value.
- Monetary trade values do not provide information on how best to deal with ecologically irreversible processes, with the loss of unique or irreplaceable social-cultural values, or with the moral, intrinsic value of living organisms. They also do not signal beyond which point or threshold ecological degradation, and the accompanying loss of ecosystem services, becomes irreversible.

- Three investigated scenarios for 10.000 hectare of forest expansion in Flanders, turn out to achieve ecological, social and economic added value. This occurs at the expense of other land uses, including professional and hobby farming and grasslands under conservation management, and the values associated with them.
- For the conservation of forest habitats and species of European importance, the scenario focusing on expanding and connecting forest complexes that contain 'old forest' (i.e. forested at least since 1775), offers the best perspectives.
- Twenty percent of the Flemish population does not have urban green in its vicinity, thirty percent does not have nearby urban forest. According to the three investigated scenarios, 10.000 hectare forest expansion can decrease this to nine percent for urban green, and to 23 percent for urban forest. With a growing population and an ongoing urbanization, these percentages are expected to decrease to a lesser extent.
- The extra carbon sequestration in soil and biomass due to 10.000 hectare forest expansion, covers only a fraction of the annual emissions by road transportation in Flanders.
- We estimate, on a Flemish scale, the economic benefits of 10.000 hectare forest expansion for society as a whole, via increased wood production, air purification (fine dust PM10), avoided erosion, climate regulation (carbon sequestration) and recreation, to be between 1,5 and 3 times higher than the economic loss for the farmers due to a decrease in food production. The economic value of air purification and food production dominate the economic outcome. On a local scale the net benefits can diverge significantly from the Flemish average.
- According to the three investigated scenarios for erosion control, the economic benefits for society as a whole, resulting from avoided cleanup and disposal costs and increased carbon sequestration, are higher than the economic loss for the farmers resulting from lost food production. The addition of the economic of other ecosystem services (air purification, wood production, recreation, water purification, water retention) further increases the economic net benefits of the scenarios for erosion control.
- Most of the economic benefits of increased ecosystem services are currently not captured by the market or by market-correcting economic policy instruments. Because of this undervaluation they receive less attention in private, market-based investment and land use choices.
- The ecological, social and economic outcomes of forest expansion are unevenly distributed, both geographically and between stakeholders. A compensation of disadvantaged parties is only possible to the extent that the investigated values (e.g. land use, income, amenity value, ecological value) can be regarded as tradable or replaceable. Whether this is the case, is an ethical choice.
- Integrated valuation requires the acknowledgement of, and respect for, values at different scales. This valuation study focuses on value-indicators at a Flemish scale. In order to apply these values for decision-making in local or regional projects we recommend to apply a participatory valuation procedure that allows and supports the elicitation of local values and knowledge.
- 'Putting ecosystem services to work' not only requires to make values of ecosystems more visible, but also to capture them in our laws and other institutions, and in our decisions on land use.

Inhoudstafel

4.1	Inleiding	13
4.1.1	Natuurrapport 2016, fase II van het ecosysteemassessment voor Vlaanderen	13
4.1.2	Focus van hoofdstuk 4.....	15
4.2	Waardering voor duurzame besluitvorming	17
4.2.1	Waardering als keuze	17
4.2.2	Waarderen in een vermarktende samenleving	17
4.2.3	Kritieken op antropocentrische en economische waardenkaders	18
4.2.3.1	<i>Kritiek op antropocentrische waardenkaders.....</i>	<i>18</i>
4.2.3.2	<i>Kritiek op economische waardering</i>	<i>21</i>
4.2.4	Waarderen met het oog op duurzaamheid: profit, people of planet ?	23
4.2.5	Waardentypologie voor de waardering van landgebruiksveranderingen	28
4.3	Thema's voor geïntegreerde waardering	30
4.3.1	Analysekader	30
4.3.2	Thema bosuitbreiding	32
4.3.2.1	<i>Ecologische, maatschappelijke en economische uitdagingen</i>	<i>32</i>
4.3.2.2	<i>Ecosysteemdiensten en andere criteria</i>	<i>39</i>
4.3.2.3	<i>Actoren van de overheid, het maatschappelijk middenveld en economische sectoren</i>	<i>40</i>
4.3.2.4	<i>Scenario's</i>	<i>42</i>
4.3.3	Thema erosiebestrijding.....	47
4.3.3.1	<i>Ecologische, maatschappelijke en economische uitdagingen</i>	<i>47</i>
4.3.3.2	<i>Ecosysteemdiensten en andere criteria</i>	<i>51</i>
4.3.3.3	<i>Actoren van de overheid, het maatschappelijk middenveld en economische sectoren</i>	<i>52</i>
4.3.3.4	<i>Scenario's</i>	<i>52</i>
4.4	Resultaten waardering bosuitbreiding.....	57
4.4.1	Ecologische waarden.....	57
4.4.2	Maatschappelijke waarden	62
4.4.3	Economische waarden	78
4.4.4	Conclusie	82
4.5	Resultaten waardering erosiebestrijding	83
4.5.1	Ecologische waarden.....	83
4.5.2	Maatschappelijke waarden	87
4.5.3	Economische waarden	96
4.5.4	Conclusie	101

Bijlage 1: Scenario's bosuitbreiding: criteria voor selectie van locaties.....	102
Bijlage 2: Sociaal-ecologische systemen, landgebruik en biodiversiteit	107
Bijlage 3: Voedselproductie.....	112
Bijlage 4: Houtproductie	114
Bijlage 5: Luchtzuivering	116
Bijlage 6: Regulatie van overstromingsrisico – retentie en komberging	118
Bijlage 7: Regulatie van erosierisico	121
Bijlage 8: Regulatie van globaal klimaat	122
Bijlage 9: Landschapsaantrekkelijkheid en recreatie	125
Bijlage 10: Detail bij de resultaten van de waardering voor het thema erosiebestrijding.....	128
Referenties	129
Lectoren	138

Lijst van figuren

Figuur 1:	Het Natuurrapport 2016 werd uitgewerkt als een cluster van zeven deelprojecten die telkens aspecten of schaalniveaus van samenwerking met landschappen belichten.	13
Figuur 2:	De mens is onlosmakelijk verbonden met de ecosystemen waarin of waarvan hij leeft. Ons welzijn en onze welvaart zijn maar mogelijk dankzij alle voordelen of ecosysteemdiensten die de natuur ons biedt: gezonde lucht, water, voedsel, een leefbaar klimaat, ... Omgekeerd beïnvloeden wij zelf ook die ecosystemen, onder meer door ons landgebruik en door het creëren van grijze infrastructuur voor huisvesting, transport, voedselproductie, recreatie, handel of tewerkstelling. Die zaken beïnvloeden rechtstreeks ons welzijn en onze welvaart, maar hebben ook hun weerslag op het aanbod van en de vraag naar ecosysteemdiensten. Die complexe wisselwerking tussen mens en natuur, hier sterk vereenvoudigd weergegeven, vormt het raamwerk voor dit onderzoek. Meer informatie: Natuurrapport 2014 Syntheserapport (SR) en Technisch Rapport (TR), hoofdstuk 2. Conceptueel raamwerk.	14
Figuur 3:	Waardering is een keuzeproces dat verweven is met alle schakels van de ecosysteemdienstencyclus (Van Reeth et al., 2014b).....	16
Figuur 4:	Milieueconomische waarderingskaders voor biodiversiteit en ecosystemen (Hanley et al., 1997; Kettunen et al., 2009; Liekens et al., 2013). Hoewel de beperkte scope van monetaire waardering soms wordt erkend (zie bovenste afbeelding) voorziet het concept van Totale economische waarde (zie onderste afbeelding) enkel in monetaire methoden om de sociale of maatschappelijke waarde van natuur aan te tonen. Zo wordt op basis van louter economische, marktgerichte benaderingen dan een 'maatschappelijke' kosten- en batenanalyse (MKBA) doorgevoerd.....	21
Figuur 5:	Doelstellingen inzake duurzaamheid van sociaal-ecologische systemen (SES) en de daarmee samenhangende waarden en kapitaalsvormen (Batker et al., 2011; Costanza & Folke, 1997; Jones et al., 2016). Volgens de kapitalentheorie hangt de mogelijkheid om te blijven voorzien in onze noden af van het in stand houden van een voldoende voorraad natuurlijk, menselijk, sociaal, technisch en financieel kapitaal (zie https://www.forumforthefuture.org/project/five-capitals/overview). De 5 kapitalen staan beschreven in Natuurrapport 2014, TR 2.7, p.41.....	26
Figuur 6:	Waardentypologie voor geïntegreerde waardering van landgebruiksveranderingen	28
Figuur 7:	Alternatieve waarden voor het waarderen en afwegen van landgebruiks- en beheerkeuzen inzake landbouw en bos.....	29

Figuur 8:	Onderscheid tussen scenario's voor landgebruiksveranderingen.....	30
Figuur 9:	Vergelijking van de huidige bosbedekking met de bosbedekking op de Ferrariskaarten (De Keersmaecker et al., 2001)	33
Figuur 10:	Voorstel voor 51 stads(rand)bosprojecten van de toenmalige afdeling Bos & Groen (Vitse, 2005).....	39
Figuur 11:	Voor negen planetaire grenzen werden controlevariabelen berekend om na te gaan in hoeverre onze samenleving op wereldschaal die grenzen benadert of overschrijdt. Het overschrijden van die grenzen is niet steeds lokaal of op korte termijn zichtbaar. Groen betekent dat de variabele zich in een voor de mensheid veilige zone bevindt; geel stelt een zone van onzekerheid en toenemend risico voor; rood betekent een zone van hoog risico, met mogelijk onomkeerbare gevolgen. De indicator van land-system change verwijst naar wereldwijde ontbossing, die van climate change naar atmosferische CO ₂ -concentratie en die van biosphere integrity naar het uitsterven van soorten en de afname van functionele biodiversiteit (Steffen et al., 2015).	41
Figuur 12:	Drie alternatieve scenario's voor bosuitbreiding	44
Figuur 13:	Drie alternatieve waardentypen vormen het sturend principe bij uitwerking van de drie bosuitbreidingsscenario's.....	45
Figuur 14:	Landbouwpercelen met zeer hoog (paars), hoog (rood), medium (oranje), laag (geel), zeer laag (lichtgroen) of verwaarloosbaar (donkergroen) erosierisico. In de witte zones geldt een ander landgebruik dan professionele landbouw, bv. urbaan gebied, natuurgebied of waterloop) (Bron: potentiële erosiekaart ALBON, 2016).....	49
Figuur 15:	Drie alternatieve scenario's voor erosiebestrijding.....	54
Figuur 16:	Drie alternatieve waardentypen vormen het sturend principe bij uitwerking van de drie erosiebestrijdingsscenario's.	55
Figuur 17:	Drie bosuitbreidingsscenario's van gelijke oppervlakte, maar ruimtelijk anders gespreid, volgens alternatieve prioriteiten en criteria.....	58
Figuur 18:	Bosuitbreiding (in hectare) voor IHD-bos en stadsbos per provincie.....	58
Figuur 19:	Bosuitbreiding (in hectare) voor IHD-bos en stadsbos per provincie, ten opzichte van de oppervlakte reeds bestaand bos.	59
Figuur 20:	Het derde scenario leidt tot de grootste toename in boscomplexen waarin oud bos aanwezig is (zie rechtse grafiek). Ook de gemiddelde oppervlakte van deze boscomplexen is in het derde scenario groter dan in de twee andere (zie linkse grafiek, rechter Y-as).	60
Figuur 21:	De bovenste grafiek toont de bosmorfologie in de beginsituatie en na de bosuitbreiding volgens de drie scenario's. De onderste grafiek brengt duidelijker de relatieve veranderingen in beeld, met een relatieve afname van bosfragmenten en boskern zonder oud bos in scenario 3. In scenario 1 nemen deze twee laatste net sterk toe. Scenario 2 kent een relatief sterkere toename van boskernen dan scenario 3, maar een groter deel daarvan bevat geen oud bos.	61
Figuur 22:	Invloed van de bosuitbreiding op de oppervlakte (in hectare) van andere ecosystemen.	62
Figuur 23:	De kaart toont in welke gemeenten in Vlaanderen de oppervlakte landbouw en groen (natuur, bos en park) per inwoner, hoger of lager zijn dan het Vlaams gemiddelde. Naargelang die lokale en bovenlokale context, kunnen de landgebruiksveranderingen naar aanleiding van bosuitbreiding een erg verschillende betekenis hebben.	63
Figuur 24:	De verschillende prioriteiten in de drie bosuitbreidingsscenario's leiden tot uiteenlopende veranderingen in landgebruik.	63
Figuur 25:	Verandering in houtproductie (m ³ /jaar).	64
Figuur 26:	Toename in afvang van fijn stof (PM ₁₀) ten gevolge van de bosuitbreiding	65
Figuur 27:	Jaargemiddelde concentratie fijn stof (PM ₁₀) in Vlaanderen voor 2015 (Bron: IRCEL).	66

Figuur 28:	Toename van de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie in zones waarbinnen de WGO-norm voor fijn stof (PM 10) wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om polluenten in de lucht, in casu fijn stof, af te vangen.....	67
Figuur 29:	Jaargemiddelde concentratie stikstofdioxide in Vlaanderen voor 2015 (Bron: IRCEL).	67
Figuur 30:	Toename van de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie in zones waarbinnen de WGO-norm voor stikstofdioxide wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om polluenten, in casu stikstofdioxide, in de lucht af te vangen.	68
Figuur 31:	Relatieve toename in waterretentie ten gevolge van de bosuitbreiding.	69
Figuur 32:	Verandering in kombergend vermogen ten gevolge van de bosuitbreiding	69
Figuur 33:	Vermeden erosie (ton droge stof per jaar) ten gevolge van bosuitbreiding	70
Figuur 34:	Bosuitbreiding zorgt er in alle scenario's voor dat op de nieuwe boslocaties ruim 99% van de huidige bodemerrosie vermeden wordt.	71
Figuur 35:	Toename van koolstofopslag in de bodem (ton C) door bosuitbreiding op akkers en graslanden.	72
Figuur 36:	Toename van de koolstofopslag in de biomassa (ton C/jaar) door bosuitbreiding op akkers en graslanden.....	72
Figuur 37:	Momenteel (T0) beschikt 20% van de Vlamingen niet over nabij stadsgroen, d.w.z. minstens 60 ha open of beboste groene ruimte op minder dan 3,2 km van de woonplaats. 30% heeft geen toegang tot nabij stadsbos, d.w.z. minstens 200 ha open of beboste groene ruimte op minder dan 5 km van hun woonplaats. In alle drie de scenario's vergroot het aanbod van nabij stadsgroen en stadsbos. In scenario 2 is die toename het grootst, in scenario 1 het kleinst.	73
Figuur 38:	De kaarten tonen in een geel-rood gradiënt de stedelijke gebieden en andere dichtbevolkte kernen waarbinnen de bevolking noch over voldoende stadsbos, noch over voldoende stadsgroen beschikt. De rode kleur toont de zones binnen die stedelijke gebieden met de hoogste bevolkingsdichtheid. Hier is de vraag naar meer stadsgroen en stadsbos het hoogst. Voor de inwoners van de de lichtroze gekleurde gebieden is er wel voldoende stadsgroen, maar niet voldoende stadsbos. Vooral in scenario 2 leidt de bosuitbreiding tot het verdwijnen of inkrimping van heel wat geel-rode gebieden met onvoldoende stadsgroen en stadsbos. Binnen de Vlaamse Ruit, bijvoorbeeld nabij Antwerpen, blijven er in alle scenario's wel grote roze gebieden, waarin de bevolking over stadsgroen beschikt maar niet over voldoende stadsbos.....	75
Figuur 39:	Vergelijking van de verandering in landschapsaantrekkelijkheid onder drie bosuitbreidingsscenario 's. De kaarten tonen, van boven naar beneden, de uitgangssituatie T0, en de landschapsaantrekkelijkheid volgens scenario 1, 2 en 3. Een landgebruiksverandering van ongeveer 10.000 ha die gespreid wordt over heel Vlaanderen, is op dit schaalniveau moeilijk waarneembaar. De index maakt de verschillen tussen de scenario's beter zichtbaar.	76
Figuur 40:	Veranderingen in bosmorfologie (links) en landschapsaantrekkelijkheid (rechts) van bosuitbreiding (scenario 1 en 2) ten zuiden van Tielt, tussen Roeselare en Deinze.....	77
Figuur 41:	Toename van het aantal recreatieve bezoeken per jaar naar de nieuwe boslocaties. Het aandeel van de IHD-bosuitbreiding en van de stadsbosuitbreiding verschilt in de drie scenario's. De grootste totale toename in recreatieve bezoeken wordt verwacht in het tweede scenario.	78
Figuur 42:	Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de bosuitbreiding, op basis van het brutosaldo.	79
Figuur 43:	Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de bosuitbreiding, op basis van het factorinkomen.	80
Figuur 44:	Overzicht van de economische waarde van bosuitbreiding, op basis van de verwachte veranderingen in zes ecosysteemdiensten.....	81
Figuur 45:	Drie erosiebestrijdingsscenario's van verschillende oppervlakte en met verschillende erosiebestrijdingsmaatregelen, volgens alternatieve prioriteiten en criteria	84
Figuur 46:	Bosuitbreiding per provincie in scenario 3.....	84

Figuur 47:	Bosuitbreiding per provincie in scenario 3, ten opzichte van de oppervlakte reeds bestaand bos.	84
Figuur 48:	Toename in bosconnectiviteit in erosiebestrijdingsscenario 3.	85
Figuur 49:	Verandering in bosmorfologie in erosiebestrijdingsscenario 3.	86
Figuur 50:	Invloed van de erosiebestrijdingsmaatregelen op de oppervlakte van de ecosystemen.	87
Figuur 51:	De verschillende prioriteiten en ambitieniveaus in de drie erosiebestrijdingsscenario's leiden tot uiteenlopende landgebruiksveranderingen.	88
Figuur 52:	Verandering in houtproductie (m ³ /jaar).	88
Figuur 53:	Toename in afvang van fijn stof (PM10) ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen.	89
Figuur 54:	Veranderingen in de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, in zones waarbinnen de WGO-norm voor fijn stof (PM 10) wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om pollutanten in de lucht, in casu fijn stof, af te vangen.	89
Figuur 55:	Veranderingen in de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, in zones waarbinnen de WGO-norm voor stikstofdioxide wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om pollutanten, in casu stikstofdioxide, in de lucht af te vangen.	90
Figuur 56:	Toename in waterretentie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen.	91
Figuur 57:	Verandering in het kombergend vermogen ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen.	91
Figuur 58:	Vermeden erosie (ton droge stof per jaar) ten gevolge van aangepaste bodembewerking (geel), omvorming naar permanent grasland (lichtgroen) of omvorming naar klimaatbos (donkergroen).	92
Figuur 59:	De erosiebestrijdingsmaatregelen zorgen er in alle scenario's voor dat op de percelen waarop de maatregelen worden uitgevoerd, een deel van de huidige bodemerosie (die nog optreedt bij toepassing van het bestaand beleid) wordt vermeden. Vooral de omvorming naar permanent grasland (scenario 2 en 3) en de omvorming naar klimaatbos (scenario 3) zorgen voor een bijkomende preventie van erosie ten opzichte van de huidige situatie.	93
Figuur 60:	Toename van koolstofopslag in de bodem (ton C) door erosiebestrijdingsmaatregelen op percelen in landbouwgebruik.	93
Figuur 61:	Toename van koolstofopslag in de biomassa (ton C/jaar) door erosiebestrijdingsmaatregelen op percelen in landbouwgebruik.	94
Figuur 62:	Door de omvorming van akker-, maïs- en groententeelt tot klimaatbos in scenario 3 stijgt het aandeel Vlamingen met nabij stadsgroen van 81% naar 83% en het aandeel Vlamingen met nabij stadsbos van 70% naar 75%. In scenario 1 en 2 blijven deze percentages ongewijzigd ten opzichte van de huidige situatie (T0).	94
Figuur 63:	Verandering in landschapsaantrekkelijkheid in scenario 3 (onderste kaart) ten opzichte van de huidige toestand (bovenste kaart). De kaarten tonen de regio's van de Vlaamse Ardennen en het Pajottenland, tussen Kortrijk en Brussel.	95
Figuur 64:	Toename van het aantal recreatieve bezoeken naar de nieuwe boslocaties.	96
Figuur 65:	Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, op basis van het brutosaldo.	97
Figuur 66:	Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, op basis van het factorinkomen.	98
Figuur 67:	Overzicht van de economische waarde van erosiebestrijding volgens drie scenario's, telkens op basis van de verwachte veranderingen in zes ecosystemendiensten. De bovenste grafiek waardeert het verlies aan voedselproductie op basis van gedeelde brutosaldi, in de veronderstelling dat landbouwbedrijven hun activiteiten voortzetten. De onderste grafiek waardeert voedselproductie op basis van gedeelde factorinkomens, in de veronderstelling dat getroffen landbouwbedrijven hun landbouwactiviteit stopzetten (voor een meer gedetailleerde voorstelling, zie bijlage 10).	99

Figuur 68:	De score van pixels voor bosuitbreiding (blauw) wordt bepaald door zijn landschappelijke ligging, in een complex dat oud bos bevat, als buffer van een rand van oud bos en als verbinding tussen bossen die een oudboslocatie bevatten.....	103
Figuur 69:	Stedelijke gebieden en dichtbevolkte stedelijke kernen.....	106
Figuur 70:	Vier klassen om de morfologische structuur van een bos te analyseren: bosrand, boskern (oud of nieuw bos) en bosfragment.	108
Figuur 71:	Oppervlakte (in hectare) van de ecosystemen in het Vlaams en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest....	108
Figuur 72:	Veranderingen in de oppervlakte van 9 ecosystemen onder 3 alternatieve scenario's IHD-bosuitbreiding	109
Figuur 73:	Vijf watergebonden ecosysteemdiensten en hun achterliggende structuren en processen op landschapsniveau (aangepast o.b.v. (Schneiders et al., 2014).	118
Figuur 74:	Landschapsaantrekkelijkheid voor recreatie in Vlaanderen. De kaart is gebaseerd op de landgebruikskaart van 2014 (De Nocker et al., 2016).	126
Figuur 75:	Overzicht van de economische waarde van erosiebestrijding volgens 3 scenario's, telkens op basis van de verwachte veranderingen in zes ecosysteemdiensten. De drie linkergrafieken waarden het verlies aan landbouwinkomsten op basis van het brutosaldo, vanuit de veronderstelling dat getroffen landbouwbedrijven kunnen blijven voortbestaan. De drie rechtergrafieken waarden het verlies van landbouwinkomsten op basis van het factorinkomen, vanuit de veronderstelling dat getroffen landbouwbedrijven hun activiteiten zouden moeten stopzetten of fundamenteel moeten heroriënteren.	128

Lijst van tabellen

Tabel 1:	De interpretatie van het begrip duurzaamheid verschilt naargelang het wereldbeeld dat we hanteren (Boonen, 2015; Burrell & Morgan, 1979; Tadaki & Sinner, 2014; Van Reeth et al., 2014a). Naast de vier hieronder getoonde posities zijn mengvormen of combinaties mogelijk. Het wereldbeeld dat we hanteren, varieert soms ook naargelang de situatie waarin we ons bevinden of het probleem waarover we een keuze moeten maken.	27
Tabel 2:	Raamwerken voor de analyse van sociaal-ecologische systemen en de geïntegreerde waardering van landgebruiksveranderingen (Ostrom, 2009; Van Reeth et al., 2014b)	31
Tabel 3:	Bosoppervlakte (in hectare) en bosbedekkingsgraad van de Vlaamse provincies, het Vlaams en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest	32
Tabel 4:	Boshabitats van Europees belang in Vlaanderen en hun staat van instandhouding (Louette et al., 2013)	37
Tabel 5:	Gewenste bosuitbreiding en bosomvorming voor de boshabitats van Europees belang volgens het G-IHD-besluit van de Vlaamse Regering van 23 juli 2010. De actuele oppervlakte is die zoals beschreven in (Paelinckx et al., 2009)	38
Tabel 6:	Waardenbereik en –focus van de gebruikte indicatoren. De indicatoren met een (*) verwijzen dienden om na te gaan in hoeverre de voor het scenario vooropgestelde doelstellingen worden gerealiseerd. De waarden vormden ook het sturend principe bij de concrete uitwerking van de scenario's (zie Figuur 13). De overige indicatoren verwijzen naar neveneffecten.....	46
Tabel 7:	Erosiegevoeligheid van bodems in landbouwgebruik (Bron: ALBON, potentiële erosiekaart 2016, 1 ^{ste} update).....	49
Tabel 8:	Verwachte toename in hoeveelheid bodemorganische koolstof (in ton per hectare) bij omvorming van akkerland naar weiland of naar bos, in functie van bodemtextuur en drainageklasse (Meersmans et al., 2008; Van Reeth et al., 2015)	51

Tabel 9:	Waardenbereik en –focus van de gebruikte indicatoren. De indicatoren met een (*) dienden om na te gaan in hoeverre de voor het scenario vooropgestelde doelstellingen worden gerealiseerd. De overige indicatoren verwijzen naar neveneffecten.....	56
Tabel 10:	Referentiekader voor bereikbare groene ruimten (Van Herzele et al., 2000).....	73
Tabel 11:	Economische waarde van voedselproductie op basis van het brutosaldo, per landbouwstreek. De landgebruiksveranderingen van scenario 1 en 2 situeren zich binnen de zandleemstreek, de leemstreek en de weidestreek (Voeren). De omvorming naar permanent grasland in scenario 3 situeert zich vooral in de polders, de Vlaamse zandstreek en de Kempen (Bron: eigen berekening aan de hand van data van Landbouwmonitoringnetwerk en Eenmalige perceelsregistratie, 2010-2014).....	97
Tabel 12:	Economische waarde van voedselproductie op basis van het factorinkomen, per landbouwstreek (Bron: eigen berekening aan de hand van data van Landbouwmonitoringnetwerk en Eenmalige perceelsregistratie, 2010-2014)	98
Tabel 13:	Indeling van het landgebruik voor indicatoren ‘Ecosysteemveranderingen’ en ‘Landgebruiksveranderingen’ op basis van de klassen uit de Landgebruikskaat Vlaanderen, niveau 3 (10 x 10 m resolutie) (Poelmans & Van Daele, 2014)	110
Tabel 14:	Gehanteerde maximale aanwascijfers (m ³ /ha.jaar) voor 16 combinaties van bodemtextuur en drainageklasse bij een volgroeid bos van het type ‘multifunctioneel loofhout’ op niet-bemeste bodem (Vandekerckhove et al., 2014)	114
Tabel 15:	Regressievergelijkingen voor het berekenen van de totale potentiële koolstofvoorraad in de bodem (ton C/ha) tot op een diepe van 1 m voor vier landgebruiksklassen. GLG = gemiddelde laagste grondwaterstand, GHG = gemiddelde hoogste grondwaterstand, Dg = geometrisch gemiddelde korrelgrootte	122
Tabel 16:	Bijkomende correctiefactoren voor de functies in Tabel 15 (bos op basis van De Vos et al. (2007), akkerland en grasland op basis van Lettens et al. (2007)).....	122
Tabel 17:	Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) per drainageklasse voor zware bodems (A, L, E, U) (Meersmans et al., 2008).	123
Tabel 18:	Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) per drainageklasse voor lichte bodems (S, P, Z) (Meersmans et al., 2008).	123
Tabel 19:	Percentage zand, leem en klei en geometrisch gemiddelde korregrootte (Dg) per textuurklasse (Meersmans et al., 2008).	123

4.1 Inleiding

4.1.1 Natuurrapport 2016, fase II van het ecosysteemassessment voor Vlaanderen

Het Natuurrapport 2014, 'Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen' presenteerde een overzicht van wat de natuur in Vlaanderen ons zoal aan diensten en goederen oplevert. Uit dit assessment bleek dat voor 15 van de 16 onderzochte ecosysteemdiensten het aanbod in Vlaanderen niet langer voldoet aan de maatschappelijke vraag. We compenseren dit tekort deels door import van ecosysteemdiensten uit het buitenland. Zo wordt een groot deel van ons voedsel, veevoer, hout en water ingevoerd. In andere gevallen vertaalt dit tekort zich in welzijns- en welvaartsverliezen, bijvoorbeeld bij schade door overstromingen, wanneer we verontreinigde lucht inademen, wanneer bodems en groenten in urbaan gebied schadelijke stoffen (bv. zware metalen, dioxines, ...) bevatten of wanneer we een tekort aan nabije groene ruimte ervaren. Ook bleek dat voor de helft van de onderzochte ecosysteemdiensten het aanbod een dalende trend vertoont. Dit terwijl de vraag voor de meeste ecosysteemdiensten verder stijgt. Daarom gaan we na hoe het beleid en belanghebbenden met die inzichten aan de slag kunnen voor het zoeken naar oplossingen. De titel van het Syntheserapport vat dit samen als "Aan de slag met ecosysteemdiensten". Achter die eenvoudige slagzin gaan heel diverse en specifieke oplossingsstrategieën schuil, die vaak een kwestie zijn van maatwerk. Daarom werd dit Natuurrapport uitgewerkt in zeven deelprojecten (zie Figuur 1). Die behandelen telkens bepaalde elementen van de wisselwerking tussen natuur, samenleving en economie (planet, people & profit), waarbij ecosysteemdiensten het scharnier vormen dat deze drie sferen met elkaar verbindt. We brengen die wisselwerking op een vereenvoudigde wijze in beeld via de 'ecosysteemdienstencyclus' (zie Figuur 2). Hoewel voor de eenvoud meestal de term 'ecosystemen' hanteren, beschouwen we in het Natuurrapport alle ecosystemen in Vlaanderen eigenlijk als 'sociaal-ecologische systemen' (vaak afgekort in de literatuur als SES). Immers, over heel de planeet, en zeker in het geïrbaniseerde en dichtbevolkte Vlaanderen, zijn natuurlijke ecosystemen sterk door een eeuwenlange interactie met de mens en de samenleving beïnvloed. Dit geldt niet enkel voor onze meest intensief gebruikte urbane gebieden, maar evenzeer voor landbouwgebieden en natuur- en bosgebieden.

Figuur 1: Het Natuurrapport 2016 werd uitgewerkt als een cluster van zeven deelprojecten die telkens aspecten of schaalniveaus van samenwerking met landschappen belichten.

Het Natuurrapport gaat niet in op alle ecosystemen en landschappen, ecosysteemdiensten, welzijnsaspecten of belanghebbenden. Met diverse deelprojecten willen we wel tonen hoe, via de ecosysteemdienstenbenadering, het behoud en herstel van ecosystemen en hun diensten in praktijk kan worden gebracht. Er zijn in Vlaanderen en daarbuiten heel wat kenniscentra, overheidsdiensten en andere belanghebbenden actief rond ecosysteemdiensten. Dit gebeurt in verschillende beleidsdomeinen en sectoren, op verschillende schaalniveaus en zowel in theoretisch als toegepast onderzoek, in beleidsvoorbereiding en –planning, als in concrete projecten op het terrein. Waar mogelijk werd met deze partners samengewerkt door te kijken en luisteren naar hun ervaringen, door gebruik te maken van hun methoden en tools of door voort te bouwen op hun beleidsprogramma's. Herstel, instandhouding en duurzaam gebruik van ecosysteemdiensten en natuurlijk kapitaal is meer dan ooit een coproductie tussen beleid, onderzoekers, ngo's, private belanghebbenden en het brede publiek.

Kader 1 – Update van de ecosysteemdienstencyclus

Figuur 2: De mens is onlosmakelijk verbonden met de ecosystemen waarin of waarvan hij leeft. Ons welzijn en onze welvaart zijn maar mogelijk dankzij alle voordelen of ecosysteemdiensten die de natuur ons biedt: gezonde lucht, water, voedsel, een leefbaar klimaat, ... Omgekeerd beïnvloeden wij zelf ook die ecosystemen, onder meer door ons landgebruik en door het creëren van grijze infrastructuur voor huisvesting, transport, voedselproductie, recreatie, handel of tewerkstelling. Die zaken beïnvloeden rechtstreeks ons welzijn en onze welvaart, maar hebben ook hun weerslag op het aanbod van en de vraag naar ecosysteemdiensten. Die complexe wisselwerking tussen mens en natuur, hier sterk vereenvoudigd weergegeven, vormt het raamwerk voor dit onderzoek. Meer informatie: Natuurrapport 2014 [Syntheserapport](#) (SR) en Technisch Rapport (TR), [hoofdstuk 2. Conceptueel raamwerk](#).

Het conceptueel raamwerk van de ecosysteemdienstencyclus werd licht aangepast ten opzichte van het raamwerk in het Natuurrapport 2014. Dit op basis van eigen ervaringen met de toepassing ervan en nieuwe ontwikkelingen in internationale assessments (Díaz et al., 2015; IPBES, 2014a; UK National Ecosystem Assessment, 2014), maar ook wegens de focus in deze waardering op landgebruiksveranderingen. We leggen sterker de nadruk op het feit dat ecosystemen 'sociaal-ecologische systemen' zijn. De natuurlijke leefomgeving waar we deel van uitmaken is immers in grote mate beïnvloed en geboetseerd door vele duizenden jaren van menselijke aanwezigheid en door de recente groei van de bevolking. Die invloed is zichtbaar op alle schaalniveaus, overal ter wereld, in de omvang en verspreiding van biomassa, soortensamenstelling, abiotiek en ecologische processen. Een aspect van die antropogene invloeden dat we voor het urbaniserende, dichtbevolkte Vlaanderen willen benadrukken, is de sterke toename binnen onze ecosystemen en landschappen van 'grijze infrastructuur'. Hierbij wordt natuurlijk kapitaal ('groene infrastructuur') geconverteerd in technisch kapitaal (zie paragraaf 4.2.4). Die grijze infrastructuur levert diensten die doorgaans niet onder de ecosysteemdiensten worden gerangschikt, maar die in de moderne samenleving wel als belangrijk en noodzakelijk worden beschouwd voor menselijk welzijn en economische welvaart. Het gaat dan bijvoorbeeld over weginfrastructuur en transportmodi voor mobiliteit; gebouwen voor huisvesting, tewerkstelling of handel; infrastructuur voor harde recreatie en ontspanning; enz. De waarde die we hechten aan deze diensten ligt mee aan de basis van belangrijke keuzes en uitdagingen inzake landgebruik in zowat alle beleidssectoren (bv. ruimte, milieu en natuur, mobiliteit, landbouw, gezondheid, economie, energie). Voor het vervaardigen en het gebruik van grijze infrastructuur moeten open ruimte en (meer) natuurlijke ecosystemen worden opgeofferd. Dit beïnvloedt ecosysteemstructuren en -processen, ecosysteemfuncties, het aanbod van ecosysteemdiensten en de vraag ernaar. Bijgevolg kan de waardering van (veranderingen in)

ecosysteemdiensten niet losgekoppeld worden van waardering van grijze infrastructuur, indien men maatschappelijke, economische en beleidskeuzen over ecosystemen, biodiversiteit en ruimtegebruik wil informeren. De gradiënt groene-grijze infrastructuur wordt uitgebreider toegelicht in het hoofdstuk over groene infrastructuur (Schneiders et al., 2016).

4.1.2 Focus van hoofdstuk 4

Een van de voornaamste directe drivers van het toenemende onevenwicht in Vlaanderen tussen de (groeierende) vraag naar ecosysteemdiensten en het (dalende) aanbod ervan, zijn veranderingen in landgebruik (zie Figuur 8 in [Natuurrapport 2014 Syntheserapport](#)). Het gaat vooral om de toenemende verstedelijking, a rato van ongeveer zes hectare per dag, en om veranderingen in teeltkeuze en beheer in de landbouw (Stevens, 2014). Daarom richten we ons in dit hoofdstuk op de waardering van landgebruiksveranderingen op schaal Vlaanderen. De bedoeling is om na te gaan of, en hoe, een waardering van landgebruiksveranderingen het groeiend onevenwicht in de vraag naar en het gebruik van ecosysteemdiensten, beter beheersbaar kan maken. De waardering richt zich op de ecologische, sociale en economische effecten van landgebruiksveranderingen. De centrale onderzoeksvraag is:

Hoe kunnen we landgebruiksveranderingen op schaal Vlaanderen waarderen met het oog op een duurzame besluitvorming?

‘Waardering’ situeert zich volgens het conceptueel raamwerk van de ecosysteemdienstencycclus (zie Figuur 2) tussen de welzijns- en welvaartseffecten van (veranderingen in) ecosysteemdiensten en onze individuele en collectieve besluitvorming (governance) (Van Reeth et al., 2014b). Hoe we ecosysteemdiensten, en de toe- of afname ervan, ervaren en waarderen, beïnvloedt onze productie- en consumptiekeuzen en hoe we omgaan met onze leefomgeving. Terzelfdertijd vormen onze historische keuzen, en de maatschappelijke, economische en wetenschappelijke instituties die daaruit zijn ontstaan, ook een context die onze waarden en waardering zelf beïnvloeden. Zo beoordeelt een professionele bosbouwer bijvoorbeeld op basis van andere criteria wat een ‘goed bos’ is dan een natuurbeschermer. Ook om die reden hanteert een melkveehouder andere criteria voor wat een ‘goede weide’ is dan een botanicus. Het antwoord op de centrale onderzoeksvraag bestaat dan ook niet zozeer uit één bepaalde waarderingsmethode of –tool die we kunnen ‘loslaten’ op beleidsvraagstukken, om te bepalen welke landgebruikskeuzen beter zijn dan andere. Dat antwoord moet wel aangeven of, en op welke wijze, we kennis over de relatie tussen de samenleving en het ecosysteem willen betrekken in onze besluitvorming. We illustreren dit in Figuur 3. De centrale onderzoeksvraag concretiseren we in 8 deelvragen, die betrekking hebben op verschillende schakels van de ecosysteemdienstencycclus.

1. Op welke individuele of collectieve keuzen heeft de waardering betrekking?
2. Welke veranderingen in sociaal-ecologische systemen waarderen we?
3. Welke ecosysteemdiensten en andere diensten waarderen we? Kijken we zowel naar aanbod, vraag als gebruik?
4. In functie van welke maatschappelijke effecten (jobs, gezondheid, voedsel, inkomens, wateroverlast, klimaat, nabij groen, ...) waarderen we?
5. Wiens perspectief (welke stakeholder, ruimtelijk of doorheen de tijd) bepaalt de waardering?
6. Welke waardentypen en ethiek liggen aan de basis van de waardering?
7. Vanuit welk institutioneel kader (markt, overheid, lokale gemeenschap, ...) waarderen we?
8. Tot welke instituties en doelgroepen richt de waardering zich, met welk doel?

De uitkomst van een waarderingsstudie, en de informatie waarop beslissingen worden gebaseerd, zal verschillen in functie van de keuzen, aannames en antwoorden die voor elk van deze deelvragen worden geformuleerd. Enkele van deze vragen worden ook gebruikt om een waardentypologie voor de waardering van landgebruiksveranderingen op te stellen (zie paragraaf 4.2.5).

Figuur 3: Waardering is een keuzeproces dat verweven is met alle schakels van de ecosysteemdienstencyclus (Van Reeth et al., 2014b).

We beantwoorden in dit rapport de centrale onderzoeksvraag en de acht deelvragen voor twee landgebruiksvraagstukken die al geruime tijd hoog op de beleidsagenda staan, met name 'bosuitbreiding' en 'erosiebestrijding'. Voor elk thema werden drie alternatieve scenario's voor veranderingen in landgebruik of –beheer uitgewerkt, op basis van gegevens uit beleidsdocumenten en onderzoeksrapporten en/of overleg met medewerkers van betrokken administraties. Voor een aantal elementen van die scenario's werd uitgegaan van door het beleid vastgelegde doelen en criteria. Daarnaast bevatten de scenario's ook een aantal door de auteurs aangereikte kijkrichtingen, die niet noodzakelijk actueel of vaststaand beleid weerspiegelen. Deze scenario's werden niet opgesteld met de bedoeling één bepaald scenario voor bosuitbreiding of erosiebestrijding aan te moedigen of te ontraden. Ze werden wel opgesteld om te illustreren hoe een geïntegreerde waardering voor het beleid en het middenveld nuttige inzichten kan aanreiken over de ecologische, maatschappelijke en economische implicaties van alternatieve landgebruikskeuzen rond actuele beleidsthema's.

De thema's en de onderscheiden scenario's worden verder toegelicht in paragraaf 3. Paragraaf 4 bespreekt de resultaten voor het thema bosuitbreiding, in paragraaf 5 staan de resultaten voor het thema erosiebestrijding. De methoden voor de kwantificering, kartering en waardering worden beschreven in de bijlagen. Vooraleer we de thema's en scenario's toelichten, gaan we in paragraaf 2 nog dieper in op de uitwerking van een waarderingstypologie, op basis waarvan we de criteria en waarde-indicatoren in dit onderzoek verder uitwerken.

4.2 Waardering voor duurzame besluitvorming

4.2.1 Waardering als keuze

De conclusies en aanbevelingen die voortvloeien uit een waarderingsstudie, worden in grote mate beïnvloed door de invulling die we geven aan het begrip ‘waarde’ en de methoden die we gebruiken om die waarde te bepalen. Een waarderingsmethode kan worden opgevat als een geheel van aannames, keuzen en regels over wat mag of kan gewaardeerd worden, wie die waarde mag bepalen, op welke manier die waarde wordt uitgedrukt en waarvoor die waarde kan worden gebruikt. Om die reden wordt in de beleidswetenschappen en de ecologische economie waarderingsmethoden beschouwd als ‘waardenvertolkende instituties’ (Vatn, 2009). Waardering vereist het maken van normatieve keuzen, impliciet of expliciet, en is niet louter een technische of objectiverende tool. Hoe we die keuzen maken, wordt in sterke mate beïnvloed door de kennissystemen waarbinnen we redeneren, door de technologie die ons omringt, door de sociale structuren waar we deel van uitmaken, en door de fysieke omgeving waarin we ons bevinden. Het waardenkader dat we hanteren beïnvloedt op zijn beurt onze kennissystemen, sociale structuren, technologische ontwikkeling en fysieke leefomgeving in een proces van co-evolutie (Norgaard, 1992; Van Reeth et al., 2014a). Ecosysteemassessments zoals het Millennium Ecosystem Assessment (MA-globaal), Mapping and Assessing Ecosystems and their Services (MAES-EU) en het Natuurrapport (Vlaanderen) beschouwen waardering als een schakel in de interactie tussen ecosystemen en welzijn (zie Figuur 2 en Figuur 3). Op die manier maken ze in feite al een impliciete keuze van wat waardevol is. Waardevol is volgens die benadering datgene wat bijdraagt aan het welzijn en de welvaart van de mens en/of de samenleving. Los van het feit of we die waarde dan uitdrukken in monetaire termen (bv. euro per hectare per jaar), in leefkwaliteit (bv. kwalitatieve score) of in gezondheid (bv. verandering in aantal gezonde levensjaren), hanteren ecosysteemassessments in grote mate een antropocentrisch discours, waarin het menselijk welzijn centraal staat. Maar ook binnen dit discours vergt het concretiseren van het begrip waarde nog vele keuzen, zoals die tussen het welzijn van individuen of groepen, van de huidige of toekomstige generaties, van consumenten of van producenten in een economisch systeem, of tussen dat van de lokale bevolking en bevolkingsgroepen aan de andere kant van de oceaan. Net doordat waardering ons dwingt ‘te kiezen tussen’, worden in waarderingsstudies de waarden en belangen van een bepaalde groep in de samenleving vaak prioritair gesteld ten opzichte van die van anderen.

4.2.2 Waarderen in een vermarktende samenleving

De co-evolutie tussen waardering en sociale organisatie leidt ertoe dat de wijze waarop we waarderen, een reflectie vormt van hoe we individueel en als samenleving onze dagelijkse activiteiten organiseren en coördineren. Daarin heeft zich doorheen de eeuwen, en de laatste eeuw in versneld tempo, een belangrijke evolutie voorgedaan. Nauwelijks twee of drie generaties geleden verliepen arbeid, gezondheidszorg, voedselvoorziening, kinderopvang, ouderenzorg of ontspanning nog in belangrijke mate thuis, in familieverband of via lokale sociale netwerken. Vandaag de dag doen we voor diezelfde goederen en diensten veel meer een beroep op professionele producenten of dienstverstrekkers, die we daarvoor ook betalen. De professionalisering houdt onder meer een verregaande specialisatie in, bijvoorbeeld in de gezondheidszorg, in het onderwijs en onderzoek en in systemen van voedselproductie. Naarmate een groter deel van onze maatschappelijke interacties via markten verlopen, wordt een samenleving ook meer en meer van goed functionerende markten afhankelijk. Zonder goed draaiende markten hebben we geen jobs of gezinsinkomen, geen huisvesting of geen voedsel. In een kleine open economie als de Belgische, is wat op die markten gebeurt in grote mate afhankelijk van grensoverschrijdende internationale trends. Die zijn vaak slechts in beperkte mate, of helemaal niet, controleerbaar voor onze regionale en nationale overheden.

Die overheden zijn bovendien in grote mate zelf afhankelijk geworden van performante, groeiende markten. De financiële middelen van overheden om een beleid te voeren (bv. subsidies, sensibilisatie) en hun eigen werking te financieren (bv. inspecties, apparaatskosten) zijn immers slechts beschikbaar in zoverre er economische, via de markt georganiseerde transacties plaatsvinden die fiscale ontvangsten kunnen genereren. Afhankelijk van de beleidskeuze worden die fiscale ontvangsten verzameld via belastingen die voortvloeien uit economische productie, consumptie of vermogens. Waarbij vermogens in feite historische productie en consumptie omvatten. Een belangrijke voorwaarde voor een succesvol beleid, in welk beleidsdomein dan ook, is het overeind houden van een economisch systeem dat arbeidsplaatsen, economische productie, inkomsten en fiscale ontvangsten creëert of in stand houdt. Bij een groeiende bevolking, moet ook de economie groeien, wil de overheid haar positie in die samenleving handhaven. In die demografische en institutionele context is het in stand houden van economische groei en jobcreatie een dwingende doelstelling geworden. Aan die doelstelling wordt niet alleen het succes van overheden, van het lokale tot op het Europese niveau, afgemeten, maar worden ook beleidsprioriteiten en –

alternatieven afgetoetst. Het gevolg van die verwevenheid tussen economische groei en overheidsoptreden is dat naarmate de vooruitzichten inzake economische groei en tewerkstelling voor een langere termijn minder rooskleurig worden, de ambitieniveaus in sommige beleidsdomeinen neerwaarts moeten worden bijgesteld, om zo begrotingstekorten en een ontsporing van de staatsschuld te vermijden. In Vlaanderen en elders in Europa blijkt dit uit bijstellingen van het overheidsbeleid zoals het verhogen van de pensioenleeftijd, het verhogen van accijnzen op consumptieartikelen, het verminderen van subsidies aan de culturele sector en openbare media, of het afbouwen van subsidies in het natuur- en bosbeleid en in het landbouwbeleid.

In hedendaagse¹ economische transacties worden, zowel voor productie als consumptie, alternatieve investeringen vergeleken op basis van hun monetaire ruilwaarde. Zelfs de volledige omvang van de economie van een land (of regio) wordt vertaald in 'bruto binnenlands (of regionaal) product' (bbp of brp), op basis van de monetaire marktwaarde van de voortgebrachte goederen en diensten. BBP per capita geldt dan als indicator van gemiddelde consumptiemogelijkheden of het gemiddeld welvaartspeil van de burger-consument. Een economisch optimum of economische (allocatieve) efficiëntie betekent dat schaarse productiefactoren of te besteden middelen (ruimte, geld, arbeidstijd) zo worden ingezet dat er een maximale productie en dus een maximale consumptie per capita wordt gerealiseerd. Succes wordt op die manier gelijkgesteld met het maximaliseren van monetaire productie- of consumptie-indicatoren, gemeten op basis van hun ruilwaarde op de markt.

In die context hebben we de gewoonte aangenomen om begrippen als 'waarde' en 'waardering' vaak in financieel-economische termen te interpreteren. Ook bij gesprekken en overleg in het kader van het Natuurrapport 2014 stelden we vast hoe beleidswerkers en belanghebbenden bij de notie 'waardering van ecosysteemdiensten' vaak een berekening van een bedrag in euro's veronderstellen. Het feit dat de meeste economische waarderingstudies in Vlaanderen en daarbuiten, in titels, samenvattingen of aanbevelingen de *economische* waarde communiceren als 'de waarde van', illustreert en versterkt die tendens tot economische invulling van het begrip waardering.

4.2.3 Kritieken op antropocentrische en economische waardenkaders

Zowel in de wetenschappelijke literatuur als in de beleidspraktijk en het middenveld, is er kritiek op de waardering van ecosysteemdiensten, zoals die de voorbij jaren in ecosystemeassessments werd toegepast. We gaan hier kort op in, voortbouwend op de analyse die reeds in het NARA 2014, TR 8 aan bod kwam (Van Reeth et al., 2014a).

4.2.3.1 Kritiek op antropocentrische waardenkaders

Zoals eerder aangegeven ligt de focus bij waardering van ecosysteemdiensten op het belang van ecosystemen voor de mens en de samenleving. In die zin kent het ecosysteemdienstenconcept aan ecosystemen vooral een instrumentele waarde toe, namelijk het feit dat ze onze samenleving ondersteunen. Het risico bestaat dan dat die ecosystemen als overbodig of vervangbaar worden aanzien, in zoverre hun ondersteunende functie kan worden overgenomen door technische alternatieven. De verdedigers van een milieuetiek argumenteren dat niet-menselijke levende wezens en systemen ook op zich een waarde hebben, los van hun rechtstreeks of onrechtstreeks nut voor de mens. Zo gaat de Noorse filosoof Arne Naess, een van de grondleggers van de 'diepe ecologie' stroming, uit van een gelijkheid tussen biologische levensvormen (biocentrisme). Daarbij kan de mens niet worden geïsoleerd van de rest van de biosfeer, vermits hij maar bestaat en kan overleven bij gratie daarvan (Edwards-Jones et al., 2000). Naess vertolkt die opvatting als volgt: "The well-being of non-human life on Earth has value in itself. This value is independent of any instrumental usefulness for limited human purposes." (p.9, citaat in O'Neill (1993)).

Vanuit dit idee, met name de waarde van niet-menselijk leven *in se*, los van het nut ervan voor de mens, is de term 'intrinsieke waarde' opgenomen als motivatie voor een biodiversiteitsbeleid (Verenigde Naties, 1992). In die zin lijkt een waardering op antropocentrische gronden dan ook te smal als basis voor het afwegen van (beleids-)keuzen over herstel, instandhouding of omvorming van natuurlijke ecosystemen. Een interdisciplinaire groep wetenschappers ontwikkelde een voorstel voor een bredere, meer integrerende waarderingstypologie (Jax et al., 2013; Van Reeth et al., 2014a). Eén waardentype verwijst naar de waarde van natuur op morele gronden, los van het nut of de noodzaak ervan voor de mens; drie andere typen verwijzen naar de relatie tussen niet-menselijke natuur en de mens. Bij elk van de vier waardentypen geven we voorbeelden van criteria die deze waarden vertolken.

¹ Voor een evolutie van het waardebegrip in de economische wetenschap, zie [Natuurrapport 2014 TR 8.4.1](#) en Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L., Montes C. (2010). *The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics* 69:1209-12018.

1. **Inherente morele waarden** omvatten de waarde van niet-menselijke levende wezens voor hun eigen belang, los van hun belang voor mensen. In het biodiversiteitsbeleid wordt deze waarde gevat onder de noemer 'intrinsieke' waarde, de waarde van biodiversiteit in en om zichzelf, onafhankelijk van de rol of het nut van die biodiversiteit ten aanzien van een bepaald doel (MA, 2005a).

Voorbeelden zijn: biologische waarde van ecosystemen, staat van instandhouding van habitats of soorten van Europees belang, ecologische toestand van waterlopen, en landbouwgebied met hoge natuurwaarde (Demolder et al., 2014).

2. **Fundamentele waarden** vertegenwoordigen de basisvereiste voor het bestaan en het leven op aarde. Deze waarden wijzen op de fundamentele afhankelijkheid van mensen van de biosfeer. Zij verwijzen ook naar het idee van menselijke eindigheid dat in de meeste religieuze en spirituele overtuigingen vervat zit. Dit gaat dieper dan louter het aanbod van producerende en regulerende ecosysteemdiensten. Het omvat alle ecosysteemstructuren en -processen die menselijke activiteiten überhaupt mogelijk maken, waaronder alle ondersteunende ecosysteemdiensten, zoals fotosynthese, bodemvorming en nutriëntencyclering. Op lokale en regionale schaal zien we deze waarden soms, ten gevolge van menselijke activiteiten, afnemen of verdwijnen waardoor overleven in die gebieden moeilijk of onmogelijk wordt. Voorbeelden hiervan zijn de uitdroging van waterrijke gebieden door irrigatie (bv. Aralmeer in Kazachstan en Oezbekistan), verwoestijning van voormalige landbouwstreken ten gevolge van overexploitatie en erosie (bv. dust bowl in de Noord-Amerikaanse Great Plains in de jaren '30 van vorige eeuw), verontreinigingspieken in grote urbane centra (bv. Xinxiang, een Chinese stad met ruim 5,5 miljoen inwoners) of ten gevolge van nucleaire fall-out (bv. dorpen en steden in de buurt van Tsjernobyl in Oekraïne, dicht bij de grens met Wit-Rusland). Ook de aantasting van de menselijke gezondheid kan onder deze categorie worden opgenomen.

Voorbeelden: % van de landoppervlakte geschikt voor menselijke bewoning, % van het grondgebied met een gezonde luchtkwaliteit, verlies aan gezonde levensjaren door milieuvervuiling, ecologische voetafdruk, aantal verkeersslachtoffers, aantal daklozen, aantal slachtoffers door overstromingen, en % bevolking met toegang tot gezond voedsel en drinkwater.

3. **Relationele, sociaal-culturele waarden** omvatten de voorwaarden voor een goed en menswaardig leven in relatie tot de natuurlijke omgeving (Jax et al., 2013). Waar de fundamentele waarden verwijzen naar de voorwaarden om te kunnen overleven, gaat het hier vooral om een voldoende hoge levenskwaliteit, zoals de beschikbaarheid van voldoende natuurlijke ontspanningsmogelijkheden, en de levenskwaliteit die mensen ontleen aan de relatie met hun natuurlijke omgeving. Deze waarden beperken zich niet tot subjectieve, individuele voorkeuren noch tot materiële aspecten. Zij hebben tevens betrekking op de diepere zingeving en intense of historische relaties en verbondenheid tussen groepen in de samenleving en hun natuurlijke omgeving (Chan et al., 2016). Ze omvatten ook de band tussen verschillende generaties en liggen mee aan de basis van culturele eigenheid, streekidentiteit en sociale cohesie. Zo konden de autochtone inwoners van Noord-Amerika tijdens de kolonisatie van hun land door de Europese immigranten, moeilijk begrijpen en aanvaarden hoe die het land juridisch konden opsplitsen in aparte percelen waarop vervolgens mensen individuele eigendomsrechten konden laten gelden (Vatn & Bromley, 1994). Volgens de perceptie van de autochtone bevolking hoorden de mensen het land toe, en niet andersom. Het toepassen en institutionaliseren van waarderingsmethoden die dergelijke waarden niet erkennen, leidde tot het instorten van een volledige cultuur, waarvan de afstammelingen tot op heden de gevolgen dragen onder de vorm van een sterk gereduceerd welzijns- en welvaartsniveau. Gelijkaardige evoluties doen zich ook vandaag de dag, op een weliswaar kleinere schaal, nog steeds voor, bijvoorbeeld ten aanzien van inheemse volkeren in het Amazonewoud die voor hun voedselvoorziening en culturele identiteit aangewezen zijn op een duurzaam samenleven met het ecosysteem. Een minder extreem en meer eigentijds voorbeeld van relationele, socio-culturele waarde is de kleinschalige, familiale landbouw en de verwevenheid ervan met het lokale landschap.

Voorbeelden hiervan zijn: aantal werklozen, % bevolking actief in familiale landbouw, gebied met hoge landschappelijke waarde, zeldzame lokale gecultiveerde rassen van dieren of planten, en de mogelijkheid tot contact met lokale natuurlijke ecosystemen

4. **Instrumentele waarden** ontlelen hun belang aan het feit dat ze een middel vormen om een doel te bereiken. In principe zijn ze vervangbaar door alternatieve middelen. Hieronder vallen alle vervangbare of hernieuwbare elementen van ecosystemen en ecosysteemdiensten, bijvoorbeeld een bepaalde hoeveelheid productiehout in een loofbos, een bepaalde hoeveelheid vis in een marien ecosysteem of de waterbergingscapaciteit van een natuurlijk meanderende rivier. Voor deze waarden zijn in toenemende mate biofysische en monetaire waarderingmethoden beschikbaar (Van Reeth et al., 2014a).

Voorbeelden zijn: schadekosten van overstromingen, gezondheidskosten ten gevolge van verminderde luchtkwaliteit, en marktwaarde van houtproductie.

Het bestaan van een inherente morele of intrinsieke waarde van natuur is in brede kringen erkend en aanvaard, en is, zoals eerder aangegeven, zelfs opgenomen in het Biodiversiteitsverdrag. Toch is ze vaak moeilijk te concretiseren in criteria en indicatoren voor het onderbouwen van beleidsbeslissingen of voor het afwegen van maatschappelijke keuzen. De ethische overtuiging dat niet-menselijke levensvormen en levende systemen hun intrinsieke waarde aan zichzelf ontlelen, biedt nog geen verantwoording voor een onderscheid in het omgaan met verschillende levensvormen of ecosystemen, of voor het toekennen van een hogere of lagere 'natuurwaarde'. Zo vinden we het evident dat een lokaal bedreigde diersoort als de otter, of een achteruitgaand biotoop als koraalriffen, wordt beschermd, terwijl we al even unieke insecten en micro-organismen die schade berokkenen aan de mens, zoals de processierups, de malariamug of het ebolavirus hardnekkig bestrijden. Wanneer we een huis bouwen vinden we het evident dat onze leefruimte niet gedeeld wordt met organismen als mieren of ander 'ongedierte'. In zoverre we intrinsieke waarde motiveren op ethische gronden, weegt dit besef blijkbaar sterker door voor hogere organismen die dicht bij ons staan zoals een mensapensoort of een ander zoogdier dan voor micro-organismen als bacteriën of schimmels. Een ethisch besef inzake dierenrechten, trekken we doorgaans niet automatisch door naar plantaardige en andere levensvormen. Ook ten aanzien van soorten die ons hinderen of bedreigen, bv. everzwijnen of edelherten, aanvaarden velen dat we hun populaties lokaal of in een bredere regio elimineren, afhankelijk van de mate waarin ze ons ongemak bezorgen, ons bedreigen of schade veroorzaken.

In het natuurbehoud en het biodiversiteitsbeleid maken we een onderscheid tussen soorten en biotopen in functie van hun zeldzaamheid of vervangbaarheid. Vanuit die optiek wordt een populatie veldleeuweriken of een heidelandschap als waardevoller beschouwd dan een zwerm kauwen of een monotoon dicht beplant naaldbos. Ook hun verbondenheid met een landschap dat voor ons nog een cultuurhistorische betekenis en waarde heeft, speelt hier in mee. Heel wat van onze beschermde habitats en soorten, waaraan we omwille van hun zeldzaamheid en/of soortenrijkdom een hoge 'biologische waarde' toekennen, zijn verbonden met een verdwijnende extensieve, familiale en lokale landbouwpraktijk en met cultuurhistorisch erfgoed. Die landbouw, en menselijke aanwezigheid in het algemeen, leidde destijds zelf tot de teloorgang van natuurwaarden die samenhangen met de uitgestrekte loofbossen die onze contreien bedekten tot in de vroege middeleeuwen. Wat we 'natuurwaarden' noemen is niet louter gefundeerd vanuit de inherente morele of intrinsieke waarde van de natuurlijke organismen of systemen zelf, en beperkt zich evenmin tot biologische attributen. Ze zijn mede afgeleid van de doelen (bv. instandhouding) en criteria (bv. zeldzaamheid, herstellingskosten of -tijd) die we via collectieve besluitvormingsprocessen (bv. via biodiversiteitsbeleid, via de natuurbeweging of via wetenschappelijke netwerken) hebben geformuleerd ten aanzien van een selectie van soorten en biotopen die voor ons een speciale betekenis, een zeker belang of unieke waarde hebben. In die zin zijn argumenten en waarden die vaak worden gerangschikt als typisch voor een ecocentrisch of biocentrisch discours, bijvoorbeeld 'de natuur om de natuur', vaak sterk verweven met antropocentrische en cultureel gekleurde motieven. Om die redenen beschouwen we in deze studie de criteria en indicatoren die uiting geven aan de doelen van het biodiversiteitsbeleid, niet als uitingen van intrinsieke of van inherente, morele waarden die los zouden staan van antropocentrische waarden.

De hier voorgestelde typologie (zie paragraaf 4.2.5) ligt ook aan de basis van het value framework dat door het Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, zie verder) werd voorgesteld (Díaz et al., 2015; IPBES, 2014b). Deze typologie wijkt af van de voorstellingswijze, gangbaar in vele milieueconomische waarderingstudies (zie Figuur 4). Daarin wordt al wat niet onder intrinsieke waarde valt, m.a.w. alle antropocentrische waarden, op basis van economische waarderingmethoden geraamd als 'totale economische waarde' (TEW). Vanuit interdisciplinaire onderzoeksprojecten en assessments werd de voorbije jaren naar alternatieven gezocht voor die uitsluitend economische benadering. Hieruit ontstond de voorbije jaren de benadering van geïntegreerde waardering, die we verderop toelichten.

Figuur 4: Milieueconomische waarderingskaders voor biodiversiteit en ecosystemen (Hanley et al., 1997; Kettunen et al., 2009; Liekens et al., 2013). Hoewel de beperkte scope van monetaire waardering soms wordt erkend (zie bovenste afbeelding) voorziet het concept van Totale economische waarde (zie onderste afbeelding) enkel in monetaire methoden om de sociale of maatschappelijke waarde van natuur aan te tonen. Zo wordt op basis van louter economische, marktgerichte benaderingen dan een 'maatschappelijke' kosten- en batenanalyse (MKBA) doorgevoerd.

4.2.3.2 Kritiek op economische waardering

Vanaf het begin van de 21^{ste} eeuw kwam het economisch waarderen van publieke goederen, in de context van ecosysteemassemblages, opnieuw sterk onder de aandacht in beleidskringen. Reeds in de jaren '60 van vorige eeuw ontwikkelde de milieueconomie concepten en methoden om de negatieve externaliteiten van economische ontwikkeling, zoals milieuvervuiling of de uitputting van grondstoffen, in economische termen zichtbaar te maken en te internaliseren (Gómez-Baggethun et al., 2014). Naarmate het dalende aanbod van ecosystemendiensten sterker onder de beleidsaandacht kwam, werden milieueconomische methoden toegepast om de positieve

externaliteiten, die ecosysteemdiensten zijn, meer zichtbaar te maken. Zo bestelde in 2005 de Britse minister van Economie en Financiën bij de milieueconoom Nicholas Stern een studie naar de economische gevolgen van de klimaatverandering. Geïnspireerd door de weerklink die deze studie vond in beleidskringen en de media, lanceerde de G8+5-top een 'Stern-like review' om het economisch belang van biodiversiteit en ecosysteemdiensten aan te tonen (Haines-Young et al., 2008). Dit studieprogramma werd beter bekend onder het acroniem 'TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity'. Op internationaal niveau, en met actieve steun vanuit de Europese Unie, inspireerde het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) eveneens de oprichting van IPBES, het Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services. In Vlaanderen bestelden het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (Cel Milieueconomie), het Agentschap voor Natuur en Bos en de Vlaamse Milieumaatschappij (MIRA) vanaf 2007 diverse studies maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA) rond milieu- en natuurgerelateerde beleidsopgaven zoals de verbetering van waterkwaliteit, het behoud van natuurlijke ecosystemen en landschappen, een ecologisch bermbeheer, natuurvriendelijke oevers en Natura 2000. Een aantal van deze studies had tot doel om de maatschappelijke baten van (veranderingen in) ecosysteemdiensten economisch te waarderen (in euro's, arbeidsplaatsen, % van het bruto binnenlands product). Sommige studies richtten zich ook op het identificeren van kosteneffectieve maatregelen om milieudoelen te realiseren.

Ruim een decennium na het verschijnen van het Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005b) blijven de reacties op economische waardering gemengd. Enerzijds kon het TEEB-discours van 'recognizing, demonstrating & capturing the value of ecosystems & biodiversity' rekenen op heel wat navolging in nationale TEEB-studies en zelfs de oprichting en financiering van een permanent TEEB-secretariaat (TEEB, 2013). Ook in Vlaanderen kon TEEB rekenen op de interesse van onderzoekers en het beleid (bv. TEEBBelgium D0 Conference, april 2012). Zo inspireerde het bij het Agentschap voor Natuur en Bos projecten als 'Daarom Groen!' (Aertsens et al., 2012), Alternatieve en innovatieve financieringsmechanismen voor de implementatie van de instandhoudingsdoelstellingen in Vlaanderen (Vandenbroucke, 2012), Raming van de baten van Natura 2000 (Broekx et al., 2013) en de TEEB Vlaanderen Haalbaarheidsstudie (Van Reeth & Panis, 2013). Niettegenstaande die toegenomen belangstelling voor economische waarderingstudies in onderzoeks- en beleidskringen, worden vanuit wetenschappelijke hoek ook een aantal kritieken geformuleerd ten aanzien van de economische waarderingstudies.

- Sommige veel geciteerde waarderingstudies worden in de wetenschappelijke literatuur sterk bestreden op methodologische gronden (Costanza, 1997; Costanza et al., 2014; Toman, 1998).
- Economische waardering brengt de complexe werkelijkheid van mens-ecosysteeminteracties en -interdependenties, op een onvolledige en vertekende manier in beeld (Vatn, 2009; Vatn & Bromley, 1994).
- Economische waardering vat onvoldoende de rijke waaier van socio-culturele waarden die mee de essentie vormen voor ons welzijn en ons welbevinden (Chan et al., 2012; Gómez-Baggethun et al., 2014).
- De studies vertolken, en ondersteunen op die manier, een ideologische voorkeur voor markttransacties (Gómez-Baggethun et al., 2010; Gómez-Baggethun & Muradian, 2015).
- Economische waardering maakt onze waardering meer utilitaristisch, en daardoor minder aansluitend bij motivaties gerelateerd aan intrinsieke waarde. Wanneer waardering vanuit een louter economisch perspectief wordt gekaderd kan dit de vraag naar en het draagvlak voor natuurbehoud doen afnemen (Deliège & Neuteleers, 2014; Neuteleers & Engelen, 2015; Vatn, 2005).
- Economische waardering houdt vaak onvoldoende of geen rekening met de mogelijke abrupte, onomkeerbare gevolgen (welvaartseffecten) voor de samenleving wanneer natuurlijk kapitaal onder een kritiek minimum komt (Farley, 2008).
- Door het analyseren en afwegen van alternatieven binnen bestaande institutionele kaders (markten, partieel evenwichtsmodellen en accountingmethoden) verhinderen we de transitie naar de nieuwe instituties die nodig zijn om echt duurzame beslissingen te kunnen nemen. Beslissingen die rekening houden met planetaire grenzen en met de sociale voorkeuren van de volgende generaties (Norgaard, 2010).

Vanuit zowel academische kringen als vanuit de natuur- en milieubeweging wordt dan ook gewaarschuwd voor een te enge, economische focus op ecosystemen en landschappen. Economische waarderingstudies erkennen doorgaans wel dat economische en vooral monetaire waarden slechts 'het tipje van de waarderingsspiramide' uitmaken, en dat natuur naast een economische ook een 'intrinsieke' waarde heeft (zie Figuur 4, boven). Maar zij focussen vooral op elementen van de natuur-samenleving interactie die zich lenen tot kwantificering en monetarisering, en benadrukken die monetaire waarden vaak in hun conclusies. Bovendien zoeken zij wat betreft beleid vaak aansluiting bij financiële of marktgebaseerde beleidsinstrumenten, om die economische waarden dan

ook te ‘verzilveren’ (Hendriks et al., 2014; Vandenbroucke, 2012). In die zin werken zij volgens sommige auteurs een ‘commodificatie’² en vermarkting van de natuur in de hand (Gómez-Baggethun et al., 2010; Gómez-Baggethun & Muradian, 2015). Anderen argumenteren dat het expliciteren van de waarde van natuur voor mens en samenleving geenszins een impliciete keuze voor financiële of marktgebaseerde beleidsinstrumenten hoeft in te houden (Costanza, 2006). Voor een uitgebreider overzicht van mogelijkheden en beperkingen van economische waardering, en van de omstandigheden waarin het gebruik van economische methoden meer of minder aangewezen is, verwijzen we naar het Natuurrapport 2014 (zie [Technisch Rapport \(hoofdstuk 8\)](#) en [Syntheserapport \(hoofdstuk 7\)](#)).

De voorbije jaren werden heel wat inspanningen geleverd om economische waardering, zowel conceptueel als methodologisch, in te bedden in een bredere, meer interdisciplinaire benadering van ‘waarde’ en ‘waardering’ (zie bv. Pascual et al. (2010); TEEB (2013)). In relatief jonge, hybride onderzoeksdomeinen zoals ecological economics en sustainability science, werden voorstellen ontwikkeld voor meer pluralistische waarderingsmethoden (‘methodological pluralism’ - Norgaard (1989)). Het begrip waardering werd breder ingevuld (‘inclusive valuation’ - Dendoncker et al. (2014)) en op een geïntegreerde of meervoudige manier benaderd (‘integrated valuation’ & ‘multiple values’ - Gómez-Baggethun et al. (2014); IPBES (2014b); Jacobs et al. (2016); Kelemen et al. (2015); Martín-Lopez et al. (2014)). ‘Integrated’ is hier geen synoniem van ‘integraal’ of alomvattend. Het betekent evenmin dat diverse waarden, bepaald op basis van uiteenlopende waarderingsmethoden, moeten worden herleid tot één geïntegreerde index. Het betekent wel dat bij waardering rekening moet worden gehouden met meerdere doelen en criteria, meerdere paradigma’s, meerdere kennissystemen, waardentypen en onderzoeksdisciplines, meerdere formats om waarden uit te drukken en meerdere schaalniveaus. Waarderingsmethoden of –procedures moeten dan ook voldoende aandacht hebben en ruimte voorzien voor interactie, dialoog en overleg tussen diverse belanghebbenden en experts.

Waarderingsstudies en assessments slagen er doorgaans slechts gedeeltelijk in om deze aspiraties waar te maken. Dit omdat vaak de tijd en het onderzoeksbudget beperkt zijn, of omwille van een ongelijke vertegenwoordiging van expertisedomeinen en belanghebbenden in een project. Bovendien gebeuren vele waarderingsstudies en assessments op vraag van een opdrachtgever die in functie van een specifieke doelstelling of een bepaald beleidsprogramma wil afwegen wat meer of minder waardevol is. Naarmate onze economische, politieke, juridische en administratieve instituties zich meer specialiseren in bepaalde thema’s en problematieken, wordt het integreren en coördineren van deze specialismen ook een grotere uitdaging (Bouckaert et al., 2000). In de volgende paragraaf omschrijven we hoe we het begrip ‘geïntegreerde waardering’ in dit onderzoek hebben uitgewerkt.

4.2.4 Waarderen met het oog op duurzaamheid: profit, people of planet ?

In deze waarderingsstudie gaan we na op welke wijze het waarderen van landgebruiksveranderingen kan leiden tot een duurzame besluitvorming omtrent het landgebruik in Vlaanderen, met aandacht voor de stopzetting van het verlies aan biodiversiteit en het duurzaam gebruik van ecosystemen en landschappen. We richten ons voor de te waarderen landgebruiksveranderingen op twee actuele beleidsthema’s, met name bosuitbreiding en erosiebestrijding, waarvoor we alternatieve scenario’s vergelijken. De scenario’s werden voorgelegd aan een groep lectoren van betrokken beleids- en middenveldorganisaties. Deze groep vormde een klankbord voor de verdere uitwerking van de waarderingsstudie en voor het aftoetsen en becommentariëren van de resultaten.

In deze waarderingsstudie ligt de focus op schaal Vlaanderen, het lokale, het Europese en het globale schaalniveau komen minder sterk aan bod. Daardoor werd ook geen participatief proces met lokale belanghebbenden voorzien in deze studie. De resultaten van deze studie zijn dan ook niet bedoeld voor het evalueren of bijsturen van individuele, lokale projecten. Voor dergelijke evaluaties is het wenselijk de landgebruiksveranderingen in overleg met lokale belanghebbenden te waarderen en evalueren, zodat ook rekening kan worden gehouden met die lokale kennis en waarden. Bovendien is het ook bij lokale projecten aangewezen om experts te consulteren over de mogelijke impact van lokale landgebruikskeuzen op ecosystemen en bevolkingsgroepen in het projectgebied en in de verre toekomst.

Omdat we ons richten op het duurzaam gebruik van ecosystemen en landschappen, kunnen we begrippen als ‘waarde’ en ‘waardevol’ niet loskoppelen van de term ‘duurzaamheid’. Deze term wordt, afhankelijk van de context waarin en het doel waarvoor hij wordt toegepast, op erg uiteenlopende manieren geïnterpreteerd. Duurzaamheid betekent in algemene termen ‘tegenmoetkomen aan de noden van de huidige generatie zonder de mogelijkheid van volgende generaties om in hun eigen noden te voorzien, in gevaar te brengen’ (Brundtland, 1987). We kunnen die

² De term commodificatie verwijst naar de opsplitsing van ecosystemen en de complexe relaties ervan met hun maatschappelijke omgeving, in ‘commodities’ of goederen die vervolgens vatbaar zijn voor economische analyse (bv. vraag-aanbod-analyses) en vermarkting.

definitie verder concretiseren op basis van de zogenaamde ‘kapitalentheorie’. Die theorie stelt dat de mogelijkheden van volgende generaties, of van een bevolkingsgroep, kunnen worden ingeschat aan de hand van vijf kapitaalsvormen waarmee die groep haar welvaart en welzijn kan in stand houden. Het betreft natuurlijk, menselijk, sociaal, technisch en financieel kapitaal (zie Figuur 5). Het framen van ecosystemen en biodiversiteit als een vorm van ‘kapitaal’ kent in de literatuur zijn voor- en tegenstanders. Enerzijds zijn er ecologen die een brug willen slaan naar andere kennisdomeinen dan de natuurwetenschappen of die het bedrijfsleven nauwer bij inspanningen voor biodiversiteitsherstel willen betrekken. Zij zien in ‘natural capital’ een discours dat kan helpen om de aandacht voor ecosystemen en biodiversiteit in brede kringen gangbaar te maken (zie bv. Costanza (1997); Costanza & Daly (1992); Daily (1997a); Daily et al. (2000)). Zij stellen dat dit discours beter aansluit bij de taal en leefwereld van deze doelgroepen en coproducten van kennis en beleid. Anderen waarschuwen voor de selectiviteit van dit denkkader. Het zou oplossingsstrategieën en beleidstoepassingen in de richting van een marktgerichte en monetaire benadering sturen (bv. Gómez-Baggethun & Muradian (2015); Vatn & Bromley (1994)). Deze terughoudendheid vloeit voort uit een kritische opstelling t.a.v. de hedendaagse dominantie van antropocentrische benaderingen, zoals het ecosysteemdienstenconcept, in het algemeen (Norgaard, 2010; Silvertown, 2015). Dit gevaar voor ideologische bias werd reeds toegelicht in het Natuurrapport 2014, [TR 8.4.6](#). Door waardering te verbreden tot geïntegreerde waardering, met aandacht voor intrinsieke, fundamentele en socio-culturele, relationele waarden, hopen we deze bias voldoende te kunnen neutraliseren.

Er bestaat onduidelijkheid en discussie over de mate waarin die kapitaalsvormen onderling inwisselbaar zijn, over hoe het vervangen van de ene kapitaalsvorm door de andere het totale welzijns- en welvaartsniveau beïnvloedt, en over het effect daarvan op de verdeling van welzijn en welvaart over groepen of generaties. Verdedigers van ‘zwakke duurzaamheid’ stellen dat de voorraad natuurlijk kapitaal kan worden afgebouwd ten voordele van andere kapitaalsvormen, en dat dit zelfs tot een toename van welzijn en welvaart kan leiden. Natuur en ecosystemen zijn dus vervangbaar door technische en financiële alternatieven, mits ze leiden tot een toename in menselijk en sociaal kapitaal. De verdedigers van ‘sterke duurzaamheid’ stellen daarentegen dat elke afname van natuurlijk kapitaal een aantasting van de mogelijkheden van volgende generaties impliceert, vermits alle andere kapitaalsvormen uit natuurlijk kapitaal zijn ontstaan. Beide standpunten zijn problematisch bij het afwegen van beleidskeuzen:

1. Indien we consequent willen opteren voor sterke duurzaamheid, vormen economische groei en bevolkingsgroei een fundamenteel probleem. Immers, zowat elke groei in productie of consumptie die gebruik maakt van een eindige voorraad natuurlijk kapitaal (bv. delfstoffen, fossiele brandstoffen, levende ecosystemen, ruimte) laat minder van die voorraad over voor volgende generaties. Meer materiaal hergebruiken of recyclen kan dit proces vertragen, maar niet fundamenteel keren. Enkel de aanwending van quasi onbeperkte hulpbronnen, zoals zonne- en windenergie, zou dan nog kunnen groeien. Maar ook daarvoor moeten andere eindige hulpbronnen, zoals ruimte of edele metalen, worden ingezet. Vanuit een ethiek van sterke duurzaamheid zijn zowel economische groei als bevolkingsgroei dus problematisch. Het logisch gevolg is dan dat de mogelijkheden van de huidige en volgende generaties per definitie beperkter (moeten) zijn dan die van de vorige generaties, die wel voor economische groei en een bevolkingstoename opteerden. Dit standpunt is op dit ogenblik nauwelijks in goedgekeurde beleidsdocumenten terug te vinden. Op elk bestuursniveau, van lokaal tot Europees, wordt economische groei voor het creëren van jobs en welvaart als leidmotief vooropgesteld. Ook het ingrijpen, van overheidswege, op de bevolkingsgroei en op gezinsplanning wordt door de Universele Verklaring van de Rechten van de Mens sterk ingeperkt, omdat het laatste tot de private levenssfeer behoort. Prognoses van de groeiende wereldbevolking, thans ruim 7,4 miljard, variëren van een stagnering op 9,5 à 10 miljard in 2070, tot een verdere toename tot ruim 11 miljard einde 21^{ste} eeuw (UNDESA, 2015). Voor België varieert de prognose van een stagnering van de bevolking tussen 11,5 en 12 miljoen tegen 2030 en nadien een afname (lage variant), tot een verdere stijging naar 13 miljoen (medium variant) tot 19 miljoen (hoge variant) tegen 2100 (<https://esa.un.org/unpd/wpp/Graphs/>). Volgens deze bron is een verdere toename het meest waarschijnlijk. Onze instituties lijken momenteel niet gericht op het stopzetten van economische groei of van bevolkingsgroei, of op het nastreven van sterke duurzaamheid.
2. Indien we consequent opteren voor zwakke duurzaamheid, stellen we dat natuurlijk kapitaal kan worden omgezet in technisch, financieel, menselijk en sociaal kapitaal, zolang de totale welvaart niet afneemt. Hoe ver die voorraad natuurlijk kapitaal mag dalen, en hoe die voorraad best verdeeld wordt tussen regio's en landen is voorwerp van zowel wetenschappelijk als politiek debat. Onze instituties lijken wel ergens een kritiek minimum inzake natuurlijk kapitaal te erkennen, althans wat die componenten betreft waarvan de noodzaak op korte termijn en dichtbij duidelijk is: voldoende open ruimte, een voldoende hoge lucht- en waterkwaliteit, voldoende biodiversiteit zijn componenten van onze voorraad natuurlijk

kapitaal waarvoor beleidsprogramma's, commerciële initiatieven of vrijwilligerswerk worden opgezet. Niettemin blijken we als samenleving niet in staat om die afname van natuurlijk kapitaal volledig een halt toe te roepen. Verlies van biodiversiteit of van open ruimte, groei van verkeersstromen of klimaatverandering ten gevolge van menselijke activiteiten gaan door, ondanks een beleid en een groeiend maatschappelijk besef van de mogelijke gevaren of kosten hiervan. De kwaliteit van ons leefmilieu verbeterde de voorbije decennia in Vlaanderen op heel wat punten, maar voor sommige ecosysteemcomponenten (bv. grondwaterpeil, waterkwaliteit) verhindert onze manier van leven, produceren en consumeren een verdere verbetering. Hardin verwees hier reeds naar in 1968 als 'the tragedy of the commons' (Hardin, 1968). Bovendien hebben we instituties gecreëerd die erop gericht zijn onze lokale welvaart en ons welzijn te bestendigen of verder te laten toenemen ten koste van sociaal, menselijk, financieel, technisch en natuurlijk kapitaal elders. Dit uit zich bijvoorbeeld in de aankoop van goedkope producten uit lagelonenlanden, in het exporteren van milieuvervuilende productieprocessen of consumptieartikelen naar het buitenland, of in consumptiepatronen waarvan de ecologische voetafdruk zich vooral op andere continenten manifesteert. De relatieve vaagheid van het begrip 'zwakke duurzaamheid', in combinatie met institutionele tekortkomingen, leiden tot een bestendiging van productie-, consumptie-, investerings- en beleidskeuzen waarvan we ergens wel beseffen dat ze op langere termijn moeilijk of niet houdbaar (lees 'duurzaam') zijn. [Earth Overshoot Day](#), een duurzaamheidsindicator ontwikkeld door het Global Footprint Network, symboliseert deze trend. Sedert het begin van de jaren '70 overstijgt onze jaarlijkse productie en consumptie de draagkracht van wat de aarde jaarlijks kan produceren aan hernieuwbare grondstoffen, of kan verwerken qua afvalstromen. In 2000 viel deze dag nog op 1 oktober, in 2015 viel deze dag al op 13 augustus, voor 2016 op 8 augustus. Dit wil zeggen dat de dag waarop we het jaarlijks 'natuurlijk budget' opgebruikt hebben, elk jaar vroeger valt.

Het debat tussen sterke en zwakke duurzaamheid en eventuele tussenposities, vloeit niet enkel voort uit de wetenschappelijke onzekerheid over de minimale stock aan natuurlijk kapitaal die precies nodig is om de mogelijkheden van toekomstige generaties te handhaven (zie [Natuurrapport 2014, TR 8.4.4](#)). Bepalen wat duurzaamheid precies inhoudt, veronderstelt ook een ethische afweging van het relatieve belang van economische (profit), sociale (people) en ecologische (planet) doelstellingen (zie Figuur 3 en [Natuurrapport 2014 TR 8.2.4](#)). Aan wat kennen we het meeste waarde toe? Die afweging tussen economische efficiëntie, een sociaal rechtvaardige verdeling en het in stand houden van robuuste en veerkrachtige ecosystemen, varieert deels in functie van ons wereldbeeld en onze wetenschapsopvatting (Boonen, 2015; Burrell & Morgan, 1979; Tadaki & Sinner, 2014; Van Reeth et al., 2014a). Het antwoord op de vraag "Hoe moeten we waarderen om duurzame keuzen te kunnen maken?" varieert op een gelijkaardige wijze (zie Tabel 1).

Geïntegreerde waardering streeft ernaar om bij die afweging zowel ecologische, sociale als economische waarden aan bod te laten komen, en duidelijk aan te geven welke waarden en criteria we prioritair beschouwen ten opzichte van andere. Waar bepaalde waarden en criteria niet kunnen worden geconcretiseerd, bijvoorbeeld door leemten in kennis of door beperkingen qua onderzoekstijd of –middelen, dienen die leemten duidelijk te worden aangegeven. De mate waarin de verschillende waarden zelf doorwegen in een beslissing, hangt af van het ethische of politieke standpunt dat een beslissingnemer wenst te hanteren, en van het gewicht dat zij/hij aan die verschillende waarden wenst toe te kennen. Dit onderzoeksrapport is geschreven vanuit een ethische overtuiging die vooral bij een ecologisch en een cultureel-sociaal wereldbeeld aansluit (zie Tabel 1)³. We streefden ernaar om de gehanteerde methoden en criteria niet te kleuren door verborgen waardeoordelen, maar waardeoordelen spelen in deze studie onvermijdelijk een rol. De ethisch en normatief beladen keuzen, die onlosmakelijk verbonden zijn met een waarderingsproces (zie Figuur 3), worden uitdrukkelijk toegelicht bij de uitwerking van de scenario's en indicatoren.

³ Zoals reeds aangegeven in paragraaf 4.2.3.1 hebben ecologische criteria en waarden ook een socio-culturele inslag, zodat een strikt onderscheid tussen ecologische en socio-culturele waarden vaak moeilijk te maken is.

Figuur 5: Doelstellingen inzake duurzaamheid van sociaal-ecologische systemen (SES) en de daarmee samenhangende waarden en kapitaalsvormen (Batker et al., 2011; Costanza & Folke, 1997; Jones et al., 2016). Volgens de kapitalentheorie hangt de mogelijkheid om te blijven voorzien in onze noden af van het in stand houden van een voldoende voorraad natuurlijk, menselijk, sociaal, technisch en financieel kapitaal (zie <https://www.forumforthefuture.org/project/five-capitals/overview>). De 5 kapitalen staan beschreven in [Natuurrapport 2014, TR 2.7, p.41](#)

Tabel 1: De interpretatie van het begrip duurzaamheid verschilt naargelang het wereldbeeld dat we hanteren (Boonen, 2015; Burrell & Morgan, 1979; Tadaki & Sinner, 2014; Van Reeth et al., 2014a). Naast de vier hieronder getoonde posities zijn mengvormen of combinaties mogelijk. Het wereldbeeld dat we hanteren, varieert soms ook naargelang de situatie waarin we ons bevinden of het probleem waarover we een keuze moeten maken.

		Kennisleer (epistemologie) Wat is de basis en de aard van onze kennis?	
		Positivisme – objectivisme We kunnen de natuur slechts begrijpen door universele, achterliggende wetten en regels te achterhalen.	Anti-positivisme – subjectivisme We moeten individueel aan een situatie deelnemen, vanuit onze persoonlijke waarden en emoties, om een situatie ten volle te kunnen begrijpen.
Zijnsleer (ontologie) Hoe is de wereld opgebouwd en wat is de essentie van bestudeerde fenomenen?	Realisme - reductionisme De natuur bestaat uit reële, feitelijke structuren die kunnen worden ontleed in componenten.	Technocratisch wereldbeeld <ul style="list-style-type: none"> De focus ligt op één van de 3 pijlers van duurzaamheid, vanuit een gefragmenteerde visie, gedomineerd door één discipline of methode.	Persoonlijk – egocentrisch wereldbeeld <ul style="list-style-type: none"> De prioriteit gaat naar eigen winst en welvaart. De samenleving is belangrijk als klant van of voor steun ten aanzien van eigen activiteiten. De planeet telt mee in zoverre dit functioneel is voor de eigen activiteiten, bv. als grondstof of voor commerciële doeleinden.
	Nominalisme – holisme De natuur is opgebouwd via namen, concepten en labels waarmee we de realiteit structuur geven, en waarbij alle elementen met elkaar samenhangen en elkaar beïnvloeden.	Ecologisch wereldbeeld <ul style="list-style-type: none"> Mensen zijn slechts één van de vele soorten op de planeet. Het economische is een onderdeel van de samenleving. In een markteconomische omgeving zijn incentives nodig om keuzen en handelingen ten dienste van ecosystemen te stimuleren.	Cultureel – sociaal wereldbeeld <ul style="list-style-type: none"> Keuzen zijn vooral gemotiveerd vanuit een socio-culturele traditie, ten dienste van een gemeenschap. Er is aandacht voor ecosystemen in functie van sociale motieven (bv. fair trade, toekomstige generaties). Winst is niet zozeer doel, veeleer middel om te overleven, en is ondergeschikt aan het algemeen belang.

4.2.5 Waardentypologie voor de waardering van landgebruiksveranderingen

In deze waarderingsstudie onderscheiden we waarden vanuit drie invalshoeken: het motief van waaruit we de waarden formuleren (m.a.w. wat willen we met de waarden bereiken?), de scope of het bereik van de waarden (welke deel van de realiteit dekken de waarden?) en de focus van de waarden (voor welk specifiek aspect van de realiteit wordt een waarde gedefinieerd?). De voorstellingswijze van de typologie is gebaseerd op een analyse van prestatiemeting in openbare besturen (Bouckaert, 1993) (zie Figuur 6).

Figuur 6: Waardentypologie voor geïntegreerde waardering van landgebruiksveranderingen

X - Waardenbereik: De X-as maakt een topisch onderscheid tussen waarden, op basis van het deel van de realiteit of de systemen waarbinnen die waarden zich situeren (Gómez-Baggethun et al., 2014; Martín-Lopez et al., 2014): (I) de ecosysteemwaarden betreffen biofysische kenmerken van ecosystemen; (II) de maatschappelijke waarden verwijzen naar sociale kenmerken van een maatschappelijk systeem of een samenleving; (III) de monetaire waarden verwijzen naar kenmerken van het economisch systeem. De keuze van het waardenbereik in een waarderingsstudie komt in feite neer op het beantwoorden van de eerste en tweede onderzoeksvraag (zie Figuur 3).

Y - Waardenmotief: De Y-as maakt een functioneel onderscheid tussen waarden, volgens de ethische grondslagen en motieven van waaruit de waarden zijn geformuleerd (Jax et al., 2013): (1) het overleven van de mens, of 'fundamentele waarden'; (2) een goed en menswaardig leven en relatie tot de natuurlijke omgeving, of 'relationele, socio-culturele waarden'; (3) economische efficiëntie, of 'economische waarden'; en (4) rechten die we als inherent of intrinsiek beschouwen ten aanzien van niet-menselijke levende organismen (bv. bestaansrecht, recht van niet te moeten lijden, ...), of 'intrinsiek-morele waarden'. De keuze van het waardenmotief komt overeen met het beantwoorden van de onderzoeksvragen 4, 5 en 6 (zie Figuur 3).

Z - Waardenfocus: De Z-as verwijst naar specifieke aspecten van de ecosystemedienstencycclus, zoals de samenstelling, het functioneren of de veerkracht van sociaal-ecologische systemen; de verschillende groepen van ecosystemediensten; en andere systeemdiensten die voortvloeien uit technische goederen en infrastructuur. De keuze van de waardenfocus hangt samen met onderzoeksvraag 3 (zie Figuur 3).

Een belangrijk aandachtspunt bij het ontwikkelen of selecteren van waarden in een waarderingsstudie, is het beseffen van de schaal waarvoor die waarden relevant zijn. De schaalafhankelijkheid van de waarden zit vervat in het aanduiden van het systeembereik (X-as). Zo kan een ecologisch systeem worden gedefinieerd op de schaal van een tuin, een landschap, een estuarium of de planeet (= ruimtelijke schaal). Een maatschappelijk systeem kan worden gedefinieerd op het niveau van een gezin, een dorpsgemeenschap, een professionele gemeenschap, een provincie-, nationale of wereldbevolking (= sociaal-institutionele schaal). Een economisch systeem kan worden afgebakend op het niveau van een gezin, een bedrijf, een economische sector, een nationale of wereldeconomie als economisch systeem (= economisch institutionele schaal). Voor elk van deze systemen kan ook een tijdsschaal worden gekozen.

We gebruiken deze typologie om aan te geven in functie van welke waarden we landgebruiksveranderingen waarderen. Zo expliciteren we ook welke waarden minder of niet aan bod komen. Een waarderingsstudie rond bosuitbreiding kan bijvoorbeeld focussen op de keuze tussen meer ruimte voor boshabitat van Europees belang (v1, zie Figuur 7) of het behouden van de oppervlakte voor professionele landbouw (v2). De eerste waarde (v1) betreft een ecosysteem, gemotiveerd vanuit de rechten en het behoud van niet-menselijke levende organismen. Zij kan worden geconcretiseerd in biofysische indicatoren als de minimale oppervlakte aaneengesloten boshabitat met een bepaalde soortensamenstelling en milieukwaliteit. De tweede waarde (v2) situeert zich binnen een economisch systeem, en is gemotiveerd vanuit het streven naar een economisch optimaal gebruik van schaarse ruimte en middelen. Zij richt zich op de producerende ecosysteemdienst voedselproductie en kan geconcretiseerd worden in een monetaire indicator (€/ha.jaar). Alternatief zou naast de economische waarde van voedselproductie ook een bredere maatschappelijke invalshoek (v3) kunnen worden gehanteerd, gemotiveerd vanuit relationele, socioculturele waarden voor de producent of de consument. Neem bijvoorbeeld het in stand houden van familiale landbouw in Vlaanderen, of de mogelijkheid voor de consument tot het verkrijgen van vers, seizoensgebonden en duurzaam geteeld voedsel uit een lokaal, kleinschalig landbouwsysteem (bv. via voedselteams of community supported agriculture (CSA)). Met één ecosysteemdienst kunnen dan ook meerdere waardentypen worden verbonden. Op een gelijkaardige manier kunnen waarden en criteria inzake klimaatregulatie of bescherming tegen overstromingen (= regulerende ecosysteemdiensten), ruimte voor recreatie (= culturele ecosysteemdienst) of ruimte voor woningen of transportinfrastructuur (= andere systeemdiensten) in de typologie worden geplaatst.

Figuur 7: Alternatieve waarden voor het waarderen en afwegen van landgebruiks- en beheerkeuzen inzake landbouw en bos.

De gekozen waarden en criteria aan de hand waarvan de scenario's werden opgesteld, werden voorgelegd aan een groep lectoren. In de mate van het mogelijke werden suggesties tot verbreding of heroriëntering van de waarden meegenomen in de studie na de eerste reviewronde. Waar dit niet mogelijk was, werd dit in de tekst toegelicht.

4.3 Thema's voor geïntegreerde waardering

4.3.1 Analyse kader

De ecosysteemdienstencyclus (zie Figuur 2) vormt een schematische, vereenvoudigde weergave van de voornaamste elementen (blokken) en relaties (pijlen) van sociaal-economische systemen. Ostrom ontwikkelde een analysekader om de duurzaamheid van dergelijke systemen te onderzoeken (Ostrom, 2009). Dit kader kan vrij vlot met de elementen en relaties van de ecosysteemdienstencyclus worden verbonden (zie Tabel 2). We passen een vereenvoudigde versie van dit kader toe voor twee thema's waarvoor we een geïntegreerde waardering uitvoerden. Per thema beschrijven we:

- (1) ecologische, maatschappelijke en economische uitdagingen;
- (2) ecosysteemdiensten en andere systeemdiensten;
- (3) actoren van de overheid, het maatschappelijk middenveld en economische sectoren;
- (4) governance strategieën of scenario's.

De uitdagingen hebben te maken met de spanning tussen de toenemende vraag naar ecosysteemdiensten, de afnemende capaciteit van ecosystemen voor het leveren van die diensten, en de economische, maatschappelijke en ecologische consequenties hiervan (zie [Natuurrapport 2014 Syntheserapport](#)). We kozen voor deze waarderingsstudie twee thema's waarin deze uitdagingen tot uiting komen, en waarrond de Vlaamse overheid al sinds geruime tijd een beleid voert, met name bosuitbreiding en erosiebestrijding. De onderzochte scenario's liggen in het verlengde van bestaande beleidsdoelstellingen of beleidsprincipes, maar vormen niet op alle punten politiek goedgekeurd of vaststaand beleid. We presenteren de scenario's in dit rapport dan ook als alternatieve kijkrichtingen, waarvan we de uitkomsten in functie van een mix van ecologische, maatschappelijke en economische criteria waarderen en vergelijken.

Voor elk thema formuleerden we landgebruiksveranderingen in drie alternatieve scenario's. De verschillen tussen de scenario's hebben te maken met de oppervlakte van de landgebruiksverandering (aantal hectare), de locatie of ruimtelijke spreiding ervan en de inhoud ervan (typen landgebruik en beheermaatregelen).

Figuur 8: Onderscheid tussen scenario's voor landgebruiksveranderingen

Hoe eng of ruim een thema wordt afgebakend, is veeleer een kwestie van afspraak tussen experts en belanghebbenden, dan van harde wetenschap. We lieten ons hierbij in eerste instantie leiden door pragmatische criteria zoals beschikbaarheid van gegevens, expertise en onderzoekstijd. Vervolgens werden de ontwerpscenario's voorgelegd aan lectors van het beleid, het middenveld en wetenschappelijke instellingen met het oog op beleidsrelevantie, transparantie en geloofwaardigheid (Ash, 2010).

Tabel 2: Raamwerken voor de analyse van sociaal-ecologische systemen en de geïntegreerde waardering van landgebruiksveranderingen (Ostrom, 2009; Van Reeth et al., 2014b)

SES-framework Ostrom	Toelichting	Componenten in de ecosysteemdienstencycclus	Rubriek voor de beschrijving van de thema's
S – social, economic and political settings	de sociale, economische en politieke setting zoals economische ontwikkeling, demografische trends, politieke stabiliteit, overheidsbeleid, markt incentives en media	indirecte drivers directe drivers governance maatschappelijke effecten	1. ecologische, maatschappelijke en economische uitdagingen
RS – resource system	systemen van hulpbronnen: gebieden met een bepaalde planologische bestemming en een beheerregime, die bossen, wild en waterlopen herbergen	directe drivers sociaal-ecologische systemen (ecosysteemstructuren, -processen en -functies)	
ECO – related ecosystems	ecosysteemkenmerken zoals klimaatpatronen, milieuvervuiling, input- en outputstromen	sociaal-ecologische systemen (ecosysteemstructuren, -processen en -functies)	
O – outcomes	maatschappelijke effecten, bv. sociale gelijkheid, democratisch gehalte, gezondheid; economische effecten, bv. efficiëntie, economische output, welvaartspeil; ecologische effecten, bv. evolutie van voorraad hulpbronnen, veerkracht van ecosystemen, biodiversiteit	maatschappelijke effecten perceptie & waardering	
RU – resource units	eenheden van hulpbronnen: hout, wild, watervolumes, ruimte, biofysische processen, niet-materiële hulpbronnen	ecosysteemdiensten andere systeemdiensten	2. ecosysteemdiensten en andere systeemdiensten
U – users	individuele of groepen die rechtstreeks of onrechtstreeks voor hun welzijn en welvaart van die systemen gebruik maken of er van afhankelijk zijn	governance (menselijke keuzen, instituties)	3. actoren van de overheid, het maatschappelijk middenveld en economische sectoren
GS – governance system	formele en informele regels en gewoonten met betrekking tot het gebruik van dergelijke gebieden en de totstandkoming of aanpassing van die regels	governance	4. governance-strategieën of scenario's
I – interactions	interacties tussen de 4 deelsystemen, bijvoorbeeld oogstregimes, informatie-uitwisseling tussen gebruikers, overlegprocedures, conflicten of investeringen	pijlen tussen componenten esd-cyclus	1 tot 4.

4.3.2 Thema bosuitbreiding

4.3.2.1 Ecologische, maatschappelijke en economische uitdagingen

4.3.2.1.1 Vlaanderen, een historisch bosarme regio

Volgens de landgebruikskaart gebruikt voor het Natuurrapport 2014, beslaat bos in het Vlaams en in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest ongeveer 158.300 hectare, of 11,5% van het grondgebied (Poelmans & Van Daele, 2014)⁴. Daarmee behoren beide gewesten, samen met Ierland, het Verenigd Koninkrijk, Nederland en Denemarken tot de meest bosarme regio's van Europa (Van Reeth et al., 2015; Vandekerckhove et al., 2011). De bosbedekkingsgraad verschilt sterk per provincie (zie Tabel 3).

Die relatieve schaarste aan bos in onze contreien is zowel een historisch als recent fenomeen. Reeds in de Romeinse tijd was Vlaanderen voor de helft ontbost (Vandekerckhove et al., 2011). Na de val van het Romeinse rijk nam die bosbedekking geleidelijk aan weer toe, om ten gevolge van ontginning voor landbouwgrond te dalen tot onder de 10% rond de 12^{de} - 13^{de} eeuw. De Ferriskaart van omstreeks 1775 toont een bosoppervlakte die qua omvang weinig verschilt van die van vandaag. Wel is de ruimtelijke spreiding van de bossen sinds eind 18^{de} eeuw van het zuidwesten naar het noordoosten opgeschoven (De Keersmaecker et al., 2001). In grote delen van West- en Oost-Vlaanderen, Vlaams-Brabant en Haspengouw is sinds de 18^{de} eeuw veel bos gekapt, onder meer voor landbouw op de hellingen en plateaus van de leemstreek, en meer recent ook voor de uitbreiding van woongebied en urbane infrastructuur. Dit leidde tot een verdere fragmentatie van de bosoppervlakte. Op de armere zandgronden van de Kempen werd daarentegen veel heide (her)bebost, onder meer voor de aanplant van hout voor de mijnbouw na de eerste wereldoorlog, om zandverstuiving tegen te gaan en omdat de extensieve kleinschalige landbouw waaruit open heide-ecosystemen ontstonden niet langer rendabel was. Ook op alluviale bodems nabij waterlopen nam de bebossing toe. Vandaag de dag is de bosbedekkingsgraad niet zozeer het hoogst waar dit voor houtproductie het interessantst is, maar waar dit voor landbouw en urbaan landgebruik het minst problematisch is (Van Reeth et al., 2015).

Tabel 3: Bosoppervlakte (in hectare) en bosbedekkingsgraad van de Vlaamse provincies, het Vlaams en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

Provincies en gewesten	Oppervlakte (ha)	Oppervlakte bos en houtige vegetatie (ha)	Bosbedekkingsgraad (%)
West-Vlaanderen	316.783	9579	3,0
Oost-Vlaanderen	300.687	20.501	6,8
Antwerpen	287.460	47.722	16,6
Vlaams-Brabant	211.741	28.386	13,4
Limburg	242.609	49.498	20,4
Vlaams Gewest	1.359.281	155.686	11,5
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	16.251	2.648	16,3
Vlaams & Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.375.532	158.334	11,5

Het relatief constant blijven van de Vlaamse bosoppervlakte de voorbije eeuwen zegt op zich relatief weinig over de ecologische betekenis van die bossen (De Keersmaecker et al., 2001). Ongeveer 45.000 hectare of 30% van de huidige bossen in Vlaanderen, was ook bebost op het eind van de 18^{de} eeuw. Slechts de helft van die oppervlakte, is sindsdien onafgebroken bebost geweest (zie Figuur 9).

⁴ Deze oppervlakte omvat de som van landgebruiksklassen loofbos matig productief (landgebruiksklasse 31xx), loofbos hoog productief (32xx), naaldbos hoog productief (33xx), naaldbos matig productief (34xx), ander hoog groen (1100) en struweel (1400). De bijna 50.000 ha hoog groen binnen urbaan gebied (landgebruiksklassen 10xxx) zijn niet meegeteld. zie Poelmans L., Van Daele T. (2014). Landgebruikskaart NARA-T 2014. Studie uitgevoerd in opdracht van het INBO - Referentietraak Natuurrapportering Vlaanderen. Mol: VITO. 2014/RMA/R/45.

- Actueel bos, ook bos op de Ferrariskaarten
- Actueel bos, geen bos op de Ferrariskaarten
- Bos op de Ferrariskaarten, actueel geen bos

Figuur 9: Vergelijking van de huidige bosbedekking met de bosbedekking op de Ferrariskaarten (De Keersmaeker et al., 2001)

De sterke ruimtelijke dynamiek van de bosbedekking, in combinatie met het feit dat veel aan bos gebonden planten- en diersoorten relatief traag migreren, leidde ertoe dat de bossen in Vlaanderen relatief soortenarm zijn, in vergelijking met bossen in ons omringende landen en regio's. Bovendien werden de bestaande bossen intensief gebruikt voor brand-, gerief- en constructiehout. Om die reden kent het biodiversiteitsbeleid een bijzondere waarde toe aan oud-bosrelicten, en wordt in duurzaam bosbeheer aandacht besteed aan kenmerken van oude bossen zoals dood hout, de aanwezigheid van oude bomen en voldoende soorten- en structuurdiversiteit in het bomenbestand (Vandekerckhove et al., 2011).

4.3.2.1.2 *Bosbehoud en bosuitbreiding in competitie met andere ruimteclaims*

Om de bosdekkingsgraad van het Vlaams Gewest te verhogen, ontwikkelde de pas opgerichte Vlaamse milieuhet administratie begin jaren '90 een Lange Termijn Plan Bosbouw (Vitse, 2005). Dit plan streefde tegen 2010 naar een bebossingsgraad in Vlaanderen van 12% (162.264 ha), met vervolgens om de vijf jaar een stijging van 1% (13.522 ha, of ruim 2.700 ha/jaar) tot 30% (405.660 ha) tegen 2100. Het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen (RSV) formuleerde een meer bescheiden ambitie. Het bindend gedeelte van het RSV voorzag 10.000 hectare bijkomend bosgebied of bosuitbreidingsgebied, af te bakenen in de gewestplannen of in de gewestelijke ruimtelijke uitvoeringsplannen (RSV, 2004:585). De planologische bosuitbreiding was niet uitsluitend voorbehouden voor nog niet beboste percelen. Ze kon ook dienen om aan reeds beboste gebieden met een andere planologische bestemming dan bos (bv. woongebied of landbouwgebied) de bestemming 'bos' toe te kennen, om zo deze bossen planologisch beter te beschermen. Het richtinggevend gedeelte van het RSV voorzag ook 10.000 ha effectieve, ecologisch verantwoorde bosuitbreiding op het terrein. Die uitbreiding moest vooral in functie van natuurontwikkeling en natuurverbinding gerealiseerd worden, als buffer bij bestaand bos of in de nabijheid van stedelijke bosarme gebieden (RSV, 2004:392). Na de tweede herziening van het RSV (periode 2008-2011) werd verduidelijkt dat deze bosuitbreiding in hoofdzaak gerealiseerd wordt binnen de gebieden van de bestemmingscategorie 'natuur, bos en groen'. Een beperkt deel kan ook worden gerealiseerd in gebieden van een andere bestemmingscategorie die zijn aangeduid als natuurverwevingsgebied (RSV, 2011:262). Verder voorzag het richtinggevend deel van het RSV ook dat de overheid zich zou inspannen om in de gebieden van de agrarische structuur 10.000 ha bosuitbreiding te realiseren (RSV, 2004:397). Hier zou het bosbeheer vooral gericht zijn op houtproductie. Deze intentie vloeide voort uit de Europese verordening 2080/92 tot instelling van een communautaire steunregeling voor bosbouwmaatregelen in de landbouw, en was ook opgenomen in het tweede (1997-2001) en derde (2003-2007) milieubeleidsplan (Van der Aa et al., 2003).

Doordat de RSV-doelstellingen niet tijdig (tegen 2007) haalbaar bleken, werd de termijn achteruitgeschoven naar 2012. De planologische bosuitbreiding zou in eerste instantie verlopen via gewestplanherzieningen, en verloopt sinds 2004 via ruimtelijke uitvoeringsplannen (RUP's) (Peymen et al., 2007; Vanholen et al., 2003).

Volgens een evaluatie in het Natuurrapport 2005 werd tussen 1994 en 2003 ongeveer 1130 ha planologische bosuitbreiding gerealiseerd, en 921 ha tijdelijke bebossing van landbouwgrond (Dumortier et al., 2005). Vermits een

deel van de planologische bosuitbreiding betrekking had op reeds bestaand bos, was de oppervlakte effectieve bosuitbreiding op het terrein kleiner. Bovendien lag de nettobosuitbreiding op het terrein nog lager doordat vergunde ontbossingen niet volledig werden gecompenseerd. Indien er wordt ontbost in het kader van een beheerplan van voor 2009, geldt er een meldingsplicht maar hoeft de ontbossing niet te worden gecompenseerd. Voor beheerplannen van na 2009 geldt deze meldingsplicht en de vrijstelling van compensatie enkel voor habitats en soorten opgenomen in de bijlagen van de Habitatrichtlijn of de Vogelrichtlijn (Bosdecreet, art. 47). Andere vergunde ontbossingen moeten in principe worden gecompenseerd door bosaanplant op een andere plaats. Tussen 1994 en 2004 was volgens cijfers uit het Milieujaarprogramma 2004 die te realiseren boscompensatie al opgelopen tot 3.950 hectare (De Beck et al., 2005). Als oorzaken van de trage voortgang in de bosuitbreiding en boscompensatie werden bij eerdere beleidsevaluaties verschillende knelpunten aangehaald (Decler et al., 2005; Dumortier et al., 2005):

- procedurele knelpunten (bv. trage aankoopprocedure);
- juridische knelpunten (bv. pachtwetgeving, het niet voorzien in het RSV van ruimte voor compensatiebossen);
- knelpunten in de kennis (bv. tijd nodig voor een wetenschappelijke voorbereiding van dossiers);
- institutionele knelpunten (bv. onvoldoende synergie tussen de afbakening van de natuurlijke en de bosstructuur);
- de hoge grondprijzen (of het beperkt budgettaire draagvlak);
- en het gebrek aan draagvlak bij de landbouwsector, maar ook bij andere particulieren.

Voor de beperkte interesse vanuit de landbouwsector werden ook de beperkte financiële voordelen voor de landbouwer, in verhouding tot wat andere subsidiesystemen opbrachten, als verklaring gegeven (Van der Aa et al., 2003).

Recentere evaluaties en berichtgeving tonen voor het voorbije decennium geen fundamentele verandering in de moeizame voortgang van de bosuitbreiding. Tussen 2000 en 2007 nam de daadwerkelijke oppervlakte bos in Vlaanderen netto met minder dan 100 ha per jaar toe (Dumortier et al., 2009). Vanuit de natuur- en bossector werd in 2012-2013 aangeklaagd dat nog maar 2.200 hectare, of 20% van de tegen 2007 (2012) voorziene 10.000 ha planologische bosuitbreiding was gerealiseerd; dat nog maar 17% van de geplande stadsbossen was gerealiseerd; en dat volgens de gegevens van de Bosbarometer de actieve bosuitbreiding de vergunde ontbossing niet kon bijbenen (BOS+, 2012; Natuurland, 2013). Van de 4.800 ha stadsrandbos die in studies van het ANB was vooropgesteld, was volgens de ngo BOS+⁵ in april 2011 nog maar 815 ha gerealiseerd, wat de resterende taakstelling toen op 4.000 bracht (BOS+, 2012). Eveneens volgens de Bos+ lag de oppervlakte vergunde ontbossing in 2014 hoger dan de oppervlakte vergunde bosaanplant (BOS+, 2015). De bevoegde administratie, ANB, reageerde op deze observaties in de pers dat ze gebaseerd zijn op onvolledige gegevens, omdat de cijfers bijvoorbeeld geen rekening houden met spontane verbossingen of met bebossingen in natuurreservaten op basis van een goedgekeurd beheerplan (Vilt, 2016).

Het middenveld van de natuur- en de bossector wijt de trage toename van de bosoppervlakte in Vlaanderen aan het onvoldoende beschermen van bestaande bossen (of het te frequent toekennen van een vergunning voor ontbossing) in woon- en industriegebied; aan het beperkt inzetten van financiële middelen uit het boscompensatiefonds; aan een verminderde personeelsinzet bij de bevoegde overheidsdiensten; en aan de ontoereikende, niet-geïndexeerde bedragen die voor financiële boscompensatie in de wetgeving waren voorzien. In zijn recente audit over de uitvoering van de compensatieplicht bij ontbossing en de werking van het bossencompensatiefonds concludeerde het Rekenhof onder meer dat zowel van de compensaties in natura als de financiële compensaties een deel nog niet was gerealiseerd; dat van de reeds aangekochte percelen de mate van daadwerkelijke bebossing niet altijd precies kon worden vastgesteld; en dat de resterende middelen in het compensatiefonds niet zouden volstaan om de resterende taakstelling qua oppervlakte te realiseren (Rekenhof, 2016a). In de aanbevelingen werden zowel juridische, administratief-organisatorische als financiële maatregelen voorgesteld. Als reactie voerde de bevoegde minister een aantal bijstellingen in het beleid door, onder meer het versneld besteden van de gelden in het boscompensatiefonds via drie sporen, nl. regionale landschappen, stadsrandbossen en projecten; het optrekken van het basisbedrag voor de bosbehoudbijdrage naar 3,5 €/m²; en het beter beschermen van de ecologisch waardevolle bossen in gebieden met een niet-groene planologische bestemming (de zogenaamde 'zonevreemde bossen'). Zo keurde de Vlaamse Regering begin juni 2016 principieel

⁵ BOS+: voorheen Vereniging voor Bos in Vlaanderen (VBV)

een ontwerpbesluit goed voor de bescherming van 12.334 ha waardevolle zonevreemde bossen (Beslissingen Vlaamse Regering 3/06/2016).

De trage voortgang van de bosuitbreiding in Vlaanderen de voorbije decennia, althans ten opzichte van de doelstellingen en streefcijfers in diverse beleidsdocumenten, kan niet los worden gezien van de ruimtelijke ontwikkelingen op het vlak van wonen, mobiliteit, landbouw of tewerkstelling, en hun technologische, economische en sociale context. Vermits de zoektocht naar ruimte voor bosuitbreiding of –compensatie niet zelden plaatsvindt in landbouwgebied of op gronden in landbouwgebruik, wordt in de media het maatschappelijk en beleidsvraagstuk soms gefocust op de spanning tussen rendabele landbouw en natuurbehoud of -herstel. Dit kwam bijvoorbeeld tot uiting in de affichecampagne ‘Stop de Waanzin’ in maart 2015, waarin de landbouwsector reageerde tegen een aantal natuurgerelateerde beleidsmaatregelen of –plannen van de Vlaamse overheid in landbouwgebied ([website Boerenbond](#)). Een aantal beleidsdoelen op het vlak van milieu- en leefkwaliteit (bv. waterkwaliteit, erosiebestrijding, bescherming tegen overstromingen) en biodiversiteit (bv. instandhoudingsdoelen (IHD) en programmatorische aanpak stikstof (PAS) leggen inderdaad beperkingen op, op het vlak van toepasbare landbouwmethoden en de voor landbouw beschikbare ruimte. Dit weegt ongetwijfeld mee op de landbouwinkomsten en op de toekomstkansen van heel wat landbouwbedrijven.

De rendabiliteit van de landbouwactiviteit in Vlaanderen, de inkomens van de landbouwgezinnen en de toekomst van de familiale landbouw in Vlaanderen staan evenwel niet enkel onder druk door het milieu- en biodiversiteitsbeleid. Ook bredere ruimtelijke sociale, politieke en economische ontwikkelingen hebben een directe of indirecte invloed op de beschikbaarheid van landbouwgronden, op de prijsvorming op landbouwmarkten en op de inkomens van Vlaamse landbouwbedrijven. Tot die ontwikkelingen behoren het gebruik door particulieren van landbouwgronden voor hobbylandbouw, overproductie ten gevolge van productiviteitsstijgingen, dalende productprijzen door een structureel overaanbod of door de relatief beperkte macht en autonomie van de landbouw in de agro-voedselketen, veranderende voedingsgewoonten, handelsbelemmeringen door politieke conflicten en stijgende prijzen van productiefactoren (zie o.a. Mahy et al. (2014); Tishner & Kjaernes (2010); Van Delm et al. (2008)).

De moeizame bosuitbreiding in Vlaanderen is dan ook niet te herleiden tot, of op te lossen als, louter een vraagstuk van bos & natuur versus landbouw. De belangrijkste ‘directe driver’ (zie Figuur 2) in Vlaanderen voor veranderingen in ecosystemen en ecosysteemdiensten, is landgebruiksverandering, meer bepaald verstedelijking (Stevens, 2014). In 2013 was volgens de FOD Economie 27% van de oppervlakte in Vlaanderen ingenomen door bebouwing en aanverwante terreinen. Volgens Ruimte Vlaanderen omvatte in 2013 het ‘ruimtebeslag’, dit is de ruimte ingenomen door wonen, werken, recreëren en mobiliteit, meer dan 32% van de oppervlakte. Vanaf de tweede helft van de jaren ‘90 vertraagde de toename van de bebouwde ruimte. Toch wordt door de verdere bevolkingstoename en gezinsverdunding, en de daarmee gerelateerde vraag naar bijkomende woningen, de volgende decennia een verder aanhoudende inkrimping en versnippering van de open ruimte verwacht. Naast een toename van bebouwing in voormalig landbouwgebied, wordt ook een verdere privatisering van de open ruimte, onder meer voor paardenweiden en private tuinen, verwacht (Bomans et al., 2013). Met het Ruimtemodel Vlaanderen werd een verkennende studie uitgevoerd naar de ruimtelijke ontwikkeling van Vlaanderen tussen 2010 en 2050 (Engelen et al., 2011). Volgens de simulatie van een business as usual-scenario, dat weliswaar geen exacte voorspellingen inhoudt, zou de oppervlakte geregistreerde landbouw over 4 decennia met 133.400 ha afnemen. Hiervan zou een relatief groter deel worden omgezet in residentiële bebouwing, handel en nijverheid dan in natuur (zie in [Kader 2](#) in Stevens (2014)). Bij de voorstelling van het nieuw Beleidsplan Ruimte Vlaanderen eind november 2016 stelde de Vlaamse Regering voor om vanaf 2025 de verdere inname van open ruimte door bebouwing terug te schroeven tot 3 hectare per dag, en vanaf 2040 de verdere uitbreiding van de bebouwde ruimte volledig stop te zetten – de zogenaamde ‘betonstop’. Voor de nabije toekomst mag dus nog een verdere druk van de verstedelijking op landgebruik in de open ruimte, waaronder landbouw en multifunctioneel bosbeheer, worden verwacht. In een afwegingskader voor landgebruik en beheer in de open ruimte zouden idealiter dus best zowel de waarden van natuurlijke, landbouw- als urbane ecosystemen moeten worden meegenomen. Het waarderen van urbaan landgebruik was binnen het bestek van deze studie niet haalbaar, zodat we ons in deze studie voornamelijk op waarden van natuurlijke en landbouwecosystemen richten. In toekomstig onderzoek zouden hier ook de waarden van urbane landgebruiken zoals wonen, mobiliteit of tewerkstelling, aan kunnen worden toegevoegd, en zouden alternatieve keuzen voor urbaan ruimtegebruik in de scenario’s kunnen worden opgenomen.

4.3.2.1.3 Raming van de oppervlakte bosuitbreiding voor scenario-onderzoek

Onduidelijkheid over de actuele bosoppervlakte en de doelafstand inzake effectieve bosuitbreiding op het terrein

Wetenschappelijk onderzoek naar, en het maatschappelijk en politiek debat over, bosbehoud en bosuitbreiding worden bemoeilijkt door het ontbreken van eenduidige cijfers over de precieze bosoppervlakte op het terrein, en de gestuurde of spontane veranderingen daarin, op schaal Vlaanderen. Voor de opvolging van het ruimtelijk beleid rapporteert de Ruimteboekhouding weliswaar over de veranderingen in de oppervlakte bosgebied, natuurgebied, park en andere ruimtelijke bestemmingen. Die cijfers tonen niet de evoluties in de reële bosbedekking in Vlaanderen. Voor het opvolgen van die reële bosbedekking werden verschillende monitoringmethoden ontwikkeld, die elk hun eigen finaliteit hebben maar ook hun beperkingen. De Bosinventaris levert informatie op basis van steekproefsgewijze terreinwaarnemingen. De Boswijzer rapporteert op basis van luchtfotografie. De Bosbarometer wordt door de ngo Bos+ opgesteld op basis van administratieve gegevens over aanplantingen en kappingen. De ngo gebruikt die cijfers, die ook bij de overheidsdiensten bekend zijn, om te rapporteren over de mate waarin vergunde ontbossingen worden gecompenseerd door bebossing op andere plaatsen, zoals voorzien in het Bosdecreet. Volgens de Bosbarometer bedroeg de compensatieachterstand eind 2015 bijna 1.500 hectare (Bos+, 2015). Hoewel de Bosbarometer door de administratie niet als officieel instrument wordt beschouwd, worden de cijfers soms wel gehanteerd in beleidsdiscussies en in de media. Verschillende belanghebbenden gebruiken de beschikbare cijfers ook selectief, ter ondersteuning van eigen agenda's. Dit geeft aanleiding tot uiteenlopende cijfers en interpretaties over toestand en trend van de bosoppervlakte in Vlaanderen. Volgens een antwoord door de Vlaamse minister van Omgeving, Natuur en Landbouw op een [parlementaire vraag in de Commissie Leefmilieu op 16 februari 2016](#), laten de cijfers van de Bosbarometer "niet toe om uitspraken te doen over de daadwerkelijke evolutie van de bosoppervlakte, omdat er zowel aan de positieve als aan de negatieve zijde een aantal ontwikkelingen [op het terrein] zijn die niet worden meegenomen", waaronder ontbossingen in erkende natuurreservaten in het kader van een beheerplan, illegale kappingen, bebossing door het ANB en spontane bosvorming. Volgens de minister diende er voor de periode 2000 – 2014 3.710 ha boscompensatie te worden gerealiseerd, waarvan in totaal al 2.175 ha in natura of via aankopen van te bebossen gronden vanuit het boscompensatiefonds was gecompenseerd⁶. De taakstelling voor boscompensatie sinds het jaar 2000 zou daarmee 1.535 ha bedragen, indien we veronderstellen dat de aangekochte gronden reeds werden bebost.

In zijn audit over de uitvoering van de compensatieplicht bij ontbossing en de werking van het bossencompensatiefonds, presenteerde het Rekenhof over de te compenseren en nog te realiseren ontbossing enigszins andere cijfers (Rekenhof, 2016a). Op basis van de vergunde ontbossingen tijdens de periode 2000-2014 diende volgens de auditeurs 3.860 ha verplicht te worden bebost, waarvan ongeveer 1.520 ha via compensatie in natura en ongeveer 2.340 ha via financiële compensatie. Hiervan was medio 2015 1.612 ha reeds met zekerheid bebost; 1.959 ha was met zekerheid nog niet bebost; de overige 289 ha was reeds door het Vlaams Gewest aangekocht voor bebossing maar de toestand op het terrein was onbekend.

Uit de geraadpleegde bronnen blijkt dat het de Vlaamse overheid momenteel ontbreekt aan een sluitend en up-to-date geografisch beleidsinformatiesysteem over de actuele bosoppervlakte op schaal Vlaanderen, en de uitvoering van de boscompensaties. Uit de beschikbare gegevens kunnen wel algemene trends en grootteordes worden afgeleid. Naast onduidelijkheid en onzekerheid over de precieze toestand en trend van de bosoppervlakte en de distance-to-target inzake uitgevoerde boscompensatie op het terrein, zijn ook de concrete doelstellingen inzake bosuitbreiding eerder vaag. Op schaal Vlaanderen is vooral de bosuitbreiding voor het realiseren van de instandhoudingsdoelen voor boshabitats van Europees belang in concrete cijfers uitgewerkt. Daarnaast vertolken diverse beleidsdocumenten ook intenties voor het aanleggen of uitbreiden van stads(rand)bossen, maar daarvoor zijn geen exacte oppervlakte-doelstellingen op Vlaams beleidsniveau vastgelegd.

Op bovenlokaal en lokaal niveau bestaan wel meer concrete doelstellingen, zowel qua locatie als qua oppervlakte. Zo bevatten beheerplannen van erkende en aangewezen natuurreservaten informatie over waar er kappingen, aanplantingen of spontane verbossing mogen plaatsvinden in beheerde gebieden. Diverse lokale overheden hebben plannen in ontwikkeling of uitvoering inzake stads(rand)bossen. Op bovenlokaal niveau werden voor de 13 buitengebiedregio's uitvoeringsprogramma's opgesteld waarin richtwaarden voor bosuitbreiding zijn opgenomen.

⁶ Het Commissieverslag maakt melding van 3.217 ha vergunde ontbossing voor de periode 2000 – 2014, waarvoor 3.710 ha moest worden gecompenseerd. Volgens de minister werd 1.399 ha in natura gecompenseerd en moest 2.318 ha via het boscompensatiefonds worden gecompenseerd. Vanuit dit fonds werden aankopen door het ANB en via een projectoproep van te bebossen gronden gefinancierd voor een oppervlakte van respectievelijk 657 ha en 119 ha. Over de ontbossing tussen 1994 en 2000 en de mate waarin hiervan iets is gecompenseerd, werd geen informatie verstrekt.

Het verzamelen, integreren en aftoetsen met de betrokkenen van al deze lokale en bovenlokale doelstellingen of streefwaarden was binnen het kader van deze studie niet haalbaar. Om toch op schaal Vlaanderen alternatieve keuzen inzake bosuitbreiding te kunnen vergelijken, formuleerden we drie scenario's op basis van enerzijds de bosuitbreiding voorzien voor de gewestelijke instandhoudingsdoelen (G-IHD), en anderzijds vroegere studies over stads(rand)bossen. Die laatste vormen geen door het beleid bekrachtigde doelstellingen. De scenario's zijn dan ook niet te interpreteren als concrete voorstellen voor een bepaalde oppervlakte of strategie inzake bosuitbreiding. Ze reiken wel denkpijlen of kijkrichtingen aan die het politiek en maatschappelijk debat kunnen voeden, door vanuit een combinatie van ecologische, maatschappelijke en economische criteria, alternatieve bosuitbreidingsstrategieën te vergelijken. De oppervlakedoelen en locatiecriteriën in de drie scenario's kunnen gemakkelijk vervangen worden door alternatieve cijfers of criteria, indien het beleid en andere belanghebbenden daarrond op schaal Vlaanderen meer specifieke doelstellingen zouden willen formuleren.

Bosuitbreiding voor de instandhouding van boshabitats van Europees belang

Anno 2016 focust het Vlaams beleid inzake bosuitbreiding zich vooral op de instandhoudingsdoelen voor habitats van Europees belang. Voor bos gaat het in Vlaanderen om acht bostypen. Zij bevinden zich momenteel alle acht in een slechte staat van instandhouding, voor twee van de acht doet zich wel een lichte verbetering voor door een toename in de oppervlakte of een lichte verbetering van de habitatkwaliteit (zie Tabel 4).

Volgens target 1 van de Europese biodiversiteitsstrategie dient de staat van instandhouding tegen 2020 voor alle habitats van Europees belang te verbeteren ten opzichte van de toestand in 2011 (EC, 2011). Om dit te realiseren, dienen volgens het Besluit van de Vlaamse Regering van 23 juli 2010 (B.S. 5/11/2010) tot vaststelling van de gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD) voor Europees te beschermen soorten en habitats, tussen de 5.875 en 9.210 ha bosuitbreiding te worden gerealiseerd, en tussen de 27.545 en 36.740 ha omvorming van bestaand bos. De drie scenario's in dit thema betreffen enkel de bosuitbreiding.

Tabel 4: Boshabitats van Europees belang in Vlaanderen en hun staat van instandhouding (Louette et al., 2013)

Habitatcode	Habitattype	Staat van instandhouding 2013	Trend
9110	Beukenbossen van het type veldbies-beukenbos		=
9120	Atlantische zuurminnende beukenbossen met hulst en soms ook taxus in ondergroei (<i>Quercion roburi-petraeae</i> of <i>Ilici-Fagenion</i>)		+
9130	Eiken-beukenbossen met wilde hyacint en parelgras-beukenbossen		=
9150	Midden-Europese kalkminnende beukenbossen behorend tot het <i>Cephalanthero-Fagetum</i>		=
9160	Sub-Atlantische en Midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukenbossen behorend tot het <i>Carpinion-betuli</i>		=
9190	Oude zuurminnende eikenbossen met zomereik op zandvlakten		=
91E0	Alluviale bossen met zwarte els en gewone es (elzen-essenbossen, elzenbroekbossen en wilgenbossen)		+
91F0	Gemengde oeverformaties met zomereik, steel- en gladde iep, gewone of smalbladige es, langs de grote rivieren		=

Legende: gunstig; matig ongunstig; zeer ongunstig

Het principe dat een bosuitbreiding nodig is voor de uitvoering van de Europese natuurrichtlijnen, wordt door alle sectoren aanvaard. Wel bestaan er uiteenlopende visies over welk deel van die bosuitbreiding, waar en door wie moet worden gerealiseerd, over welke oppervlakte via bosuitbreiding dan wel via omvorming van bestaand bos moet worden gerealiseerd, en over wie daar welke financiering of compensatie voor verdient. Het debat en de besluitvorming over de ruimtelijke invulling van die taakstelling, is met andere woorden nog aan de gang. Volgens

interne berekeningen door het ANB wordt voor bosuitbreiding binnen de speciale beschermingszones ('SBZ' of habitatrichtlijngebieden) een richtwaarde van 5.545 hectare voorzien. Voor de bosuitbreiding buiten SBZ is nog geen richtwaarde afgesproken, zodat we ons hiervoor op de oppervlakte van de gewestelijke instandhoudingsdoelen baseren. Voorts werd binnen de regering afgesproken om binnen SBZ niet meer dan 4.302 ha uitbreiding (voor bos- of andere habitats) te realiseren op percelen in actieve beroepslandbouw, en buiten de SBZ op niet meer dan 1.297 ha in actieve beroepslandbouw.

Tabel 5: Gewenste bosuitbreiding en bosomvorming voor de boshabitats van Europees belang volgens het G-IHD-besluit van de Vlaamse Regering van 23 juli 2010. De actuele oppervlakte is die zoals beschreven in (Paelinckx et al., 2009)

Habitatcode	Actuele oppervlakte	Gewenste toename via bosuitbreiding	Gewenste toename via bosomvorming
9110	290 – 330 ha	50 – 100 ha	20 – 40 ha
9120	20500 – 27000 ha	2.050 – 3.200 ha	12.450 – 16.600 ha
9130	2900 – 3600 ha	950 – 1.260 ha	975 – 1.300 ha
9150	3,7 ha	5 – 20 ha	
9160	2400 – 3500 ha	450 – 690 ha	525 – 700 ha
9190	3000 – 4200 ha	520 – 890 ha	4.800 – 6.400 ha
91E0	10700 – 13000 ha	1.800 – 3.000 ha	8.775 – 11.700 ha
91F0	9 – 11 ha	50 ha	
Totaal	39.803 – 51.645 ha	5.875 – 9.210 ha	27.545 – 36.740 ha

Bosuitbreiding voor stadsbossen

De ecologisch verantwoorde bosuitbreiding voorzien in het RSV, werd niet enkel gemotiveerd in functie van biodiversiteitsdoelen. Ook de waarde van bos voor inwoners van stedelijke en/of bosarme gebieden werd als argument aangehaald (RSV, 2004:392). Het principe van bijkomende stads(rand)bossen, als groene long voor stedelijke gebieden en als antwoord op de vraag naar meer toegankelijk en recreatief groen, werd stevast opgenomen in het Vlaams Regeerakkoord van de vier recentste Vlaamse Regeringen (1999, 2004, 2009 en 2014). In 2002 werd vanuit de afdeling Bos en Groen van de toenmalige milieuadministratie Aminal een visie op de realisatie van stadsrandbossen in Vlaanderen ontwikkeld (Vitse, 2005). Die visie was geïnspireerd door een studie van Mens en Ruimte (1996) naar de gewenste bosstructuur in Vlaanderen. Ze vertrok van het uitgangspunt dat, om hun sociaal-recreatieve functie te vervullen, één hectare bos per honderd inwoners nodig is. Verspreid over meer dan 50 steden en gemeenten werden 51 stads(rand)bosprojecten voorgesteld, te realiseren in samenwerking met de provinciale en lokale overheden, en met overheidsdiensten en belangengroepen van diverse sectoren (natuur en bos, landbouw, cultuurhistorisch, enz...). Zij omvatten een daadwerkelijke bosuitbreiding op het terrein van 5.205 hectare, waarvoor 4.550 hectare bestemmingswijzigingen nodig werden geacht.

Hoewel het voorstel van de milieuadministratie werd overgenomen in de Beleidsbrieven van 2006 en 2007 van de toenmalige Minister van Leefmilieu en Natuur, werd het nooit integraal uitgevoerd. In latere politieke beleidsplannen, zoals het Pact 2020 van 'Vlaanderen In Actie', een project van de regering Peeters II, werd nog wel de ambitie opgenomen om tegen 2020 in minstens de helft (d.i. 29) van de 58 stedelijke of kleinstedelijke gebieden in Vlaanderen een stadsbos te realiseren of op te starten. De eerdere oppervlakte doelstellingen van de administratie werden daarbij niet meer expliciet als doelstelling hernomen. De Beleidsnota Omgeving 2014-2019 van minister Schauvliege vermeldt nog wel het voornemen om de stadsrandbossen te versterken op basis van middelen uit het boscompensatiefonds, maar verwijst niet meer expliciet naar de kwantitatieve doelstellingen van het Pact van Vilvoorde of vroegere beleidsdocumenten (Schauvliege, 2014). In een antwoord op een parlementaire vraag in juni 2016, verstrekke de minister een overzicht van de realisaties van de stadsrandbosprojecten waarin het ANB als trekker, ondersteuner of belangrijke partner betrokken is. Daarin werd aangegeven dat het ANB betrokken was bij 30 projecten, zonder te vermelden welke oppervlakte bosuitbreiding daarbij precies werd nagestreefd. De bijlage bij het antwoord gaf wel aan dat 15 van de 30 projecten momenteel een bosoppervlakte van 782,2 ha bos omvatten, waarvan 56,7 ha de laatste 5 jaar werd aangeplant, en dat er voor 59,8 ha nog te bebossen grond was aangekocht.

Figuur 10: Voorstel voor 51 stads(rand)bosprojecten van de toenmalige afdeling Bos & Groen (Vitse, 2005)

De ngo Bos+ gebruikt de visietekst van de voormalige afdeling Bos en Groen nog wel als referentiekader. Op basis van een rondvraag bij de betrokken lokale overheden, begrootte de VBV in 2011 de te realiseren bosuitbreiding in die stadsbosprojecten op 4.810 hectare (Ledene et al., 2011). Volgens diezelfde studie was toen 815 hectare van die bosuitbreiding gerealiseerd. Indien we de stand van zaken zoals toegelicht in het Vlaams Parlement in juni 2016 hier aan toevoegen, dan zou grosso modo $815 + 57 = 862$ ha nieuw stadsrandbos op het terrein zijn gerealiseerd, met nog ongeveer 60 ha aangekocht waarvoor bebossing in de nabije toekomst mag worden verwacht. Van de oppervlakte stadsbos vooropgesteld in de visietekst van Bos en Groen, zou dan nog $4.810 \text{ ha} - 862 \text{ ha} = 3.948 \text{ ha}$, of afgerond 3.950 ha moeten worden gerealiseerd. We gebruiken dit cijfer als bovengrens voor drie alternatieve bosuitbreidingsscenario's, in combinatie met een minimalistische en maximalistische variant van de IHD-bosuitbreiding voor habitats van Europees belang (zie paragraaf 4.3.2.4). Vooraleer de scenario's verder uit te werken, lichten we nog twee andere aspecten van het thema bosuitbreiding toe, met name de ecosysteemdiensten en de actoren.

4.3.2.2 Ecosysteemdiensten en andere criteria

Ecosysteemdiensten kwamen als begrip pas tussen 2005 en 2010 onder de aandacht van het Vlaams beleid. De filosofie van ecosysteemdiensten, met name dat ecosystemen voor de mens nuttige functies vervullen en baten opleveren, zat evenwel al vervat in het multifunctioneel bosbeheer, dat met het Bosdecreet van 1990 in Vlaams beleid werd omgezet. Het decreet vermeldde onder meer de recreatieve, educatieve, economische, cultuurhistorische, landschappelijke, wetenschappelijke, ecologische, organismebeschermende en milieubeschermende functies van bossen en parken. Vandaag zouden we die in 'esd-jargon' rangschikken onder de ondersteunende, producerende, regulerende en culturele ecosysteemdiensten en de daarmee geassocieerde waarden. De wenselijkheid van bosuitbreiding en de locatiekeuze daarvoor, wordt dan ook best geëvalueerd in functie van een voldoende brede waaier aan ecosysteemdiensten. In zoverre bosuitbreiding gebeurt ten nadele van andere landgebruiken waaraan particuliere, lokale of bredere maatschappelijke voordelen verbonden zijn – en dit is bijna steeds het geval – dient dergelijke evaluatie idealiter ook de gederfde baten of gemiste kansen van die alternatieve, niet-gekozen landgebruiken te omvatten. In Vlaanderen gaat het daarbij in de meeste gevallen om landbouwactiviteit of om urbaan landgebruik (wonen, tewerkstelling of mobiliteit). De waardering van deze urbane landgebruiken in economische, sociale of ecologische termen, viel buiten wat haalbaar was voor dit deelrapport. De waardering van agrarisch landgebruik wordt wel meegenomen via de ecosysteemdienst voedselproductie en de indicator landgebruiksveranderingen. We berekenen en waarderen de impact van de landgebruiksveranderingen in drie alternatieve bosuitbreidingsscenario's voor zeven ecosysteemdiensten: voedselproductie, houtproductie, luchtzuivering, beperking van overstromingsrisico, erosiepreventie, klimaatregulatie door koolstofopslag, en groene omgeving voor buitenactiviteiten. Daarnaast vergelijken we ook het effect van de drie scenario's op elementen van bosbiodiversiteit. We gebruiken een mix van twintig ecologische, maatschappelijke en monetaire indicatoren. Een overzicht van de indicatoren staat in Tabel 6, verdere toelichting staat in bijlagen 2 tot 10.

4.3.2.3 Actoren van de overheid, het maatschappelijk middenveld en economische sectoren

De recente historiek van het bosuitbreidingsbeleid maakt iets van het spanningsveld duidelijk, tussen de ruimteclaims van de bossector en die vanuit andere sectoren. Zij toont ook het beperkt politiek draagvlak ten aanzien van de bosuitbreidingsdoelstellingen zoals die eind jaren '90 en begin jaren 2000 in diverse studies, ambtelijke en zelfs in politieke beleidsdocumenten werden vertolkt. Ondanks de brede waaier aan maatschappelijke functies die bossen in wetenschappelijke kringen, in beleidskringen en in wetgeving worden toegedicht, botst het omzetten van bestaand landgebruik in bos op aanzienlijke weerstand in politieke en maatschappelijke middens. In het Natuurrapport 2014 illustreerden we hoe een aantal van de maatschappelijke baten die aan bossen worden verbonden, zoals klimaatregulatie en ruimte voor recreatie, publieke goederen zijn waarvoor de markt beseigenaars of –beheerders niet spontaan vergoedt (Van Reeth et al., 2015; Van Reeth et al., 2014a). Indien we de economische baten van vermarkte ecosysteemdiensten van landbouw en multifunctioneel bosbeheer vergelijken, met name voedselproductie en houtproductie, is een landbouwecosysteem quasi overal winstgevender dan een multifunctioneel bos. Private landgebruikers ervaren op bedrijfsniveau dan ook nauwelijks economische incentives om die bossen in stand te houden, laat staan uit te breiden, ten nadele van landbouwactiviteiten die wel monetaire baten opleveren. Dit stelt grote problemen voor een bosuitbreidingsbeleid dat zich in hoofdzaak richt op gronden die in landbouwgebruik zijn. Voor het thema bosuitbreiding vormt de landbouwsector dan ook een centrale belanghebbende. Vanuit de landbouwsector wordt ervoor gepleit om planologische bosuitbreiding veeleer te realiseren door het erkennen van bestaande, zonevreemde bossen als bosgebieden, dan via het aanwijzen van ruimte voor bijkomende bossen in landbouwgebied ([VILT160603](#)). Een gelijkaardige trade-off vinden we ook tussen de privatiseerbare baten van urbanisatie (bv. voor bewoning, handel of tewerkstelling) en die van bosuitbreiding. Het 'ontwikkelen' van niet-bebouwde percelen in urbaan gebied (bv. woongebied, woonuitbreidingsgebied of bedrijventerreinen) is op basis van de vergoedingen die de markt hiervoor toekent vele malen winstgevender dan het bebossen ervan.

Binnen de bos- en natuursector (terreinbeherende verenigingen, bosbeheerders, grote landeigenaars) kunnen meerdere fracties worden onderscheiden, die in wisselende mate de ecologische, sociaal-recreatieve of economisch valoriseerbare functies en diensten van bossen nastreven. Vanuit het biodiversiteitsbeleid wordt vooral een ecologische benadering, gericht op het behoud van soorten en hun leefgebieden nagestreefd, o.a. in het licht van een toenemende verstedelijking en een veranderend klimaat. Daarbij hebben ook de regulerende en culturele diensten van bossen de voorbije decennia aan belang gewonnen. Gezien de grote maatschappelijke vraag, vooral vanuit meer verstedelijkte gebieden naar toegankelijk bos en groen en naar een gezonde leefomgeving, is ook de burger in het algemeen een belanghebbende in dit verhaal. Binnen de bossector, die zowel vele kleinere particuliere beseigenaars als een beperkte groep grotere landeigenaars omvat, vertegenwoordigen ook producerende en culturele ecosysteemdiensten, waaronder houtproductie, jacht en het graag bezig zijn met bosbeheer en natuur, belangrijke waarden van bossen (Van Herzele & Van Gossum, 2009).

In een context van een verwachte, toenemende verstedelijking van Vlaanderen en van klimaatverandering (Brouwers et al., 2015; Dumortier et al., 2009; VMM, 2014) vormen ook de toekomstige generaties een belangrijke groep belanghebbenden. Over hun waarden, voorkeuren en beslissingscriteria kunnen we enkel veronderstellingen maken, meestal gebaseerd op een projectie van onze eigen overtuigingen en inzichten. In economische kosten-batenanalyses wegen de gevolgen van actuele keuzen of investeringsbeslissingen gewoonlijk minder sterk door naarmate die gevolgen verder in de toekomst plaatsvinden. Op basis van de veronderstellingen in de gangbare economische theorie over de tijdsvoorkeur van investeerders en consumenten, economische groei en welvaartstoename, worden toekomstige welvaartsstromen of kosten meestal verdisconteerd zodat hun netto actuele waarde daalt (Van Reeth et al., 2014a). De mate waarin dit correct of aangewezen is wanneer het gaat over fundamentele keuzen inzake ruimtegebruik en behoud of conversie van ecosystemen, is sterk omstreden, zowel binnen de economische wetenschap als daarbuiten (TEEB, 2008; TEEB, 2010). Maatschappelijk-ecologische systeemanalyses waarschuwen voor het overschrijden, op planetaire schaal, van de draagkracht van ons ecosysteem op een aantal kritieke sleutelvariabelen. Dit uit zich in zoals de stikstof- en fosforcyclus, de klimaatverandering, ontbossing en een aantasting van de integriteit van de biosfeer (zie Figuur 11) (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015). Gezien de complexiteit, de onzekerheid, de mogelijke onomkeerbaarheid en de sociale gevolgen van de ecosysteem- en klimaatveranderingen, die voortvloeien uit onze landgebruikskeuzen, is de keuze van een discontovoet meer een reflectie van persoonlijke, waardengebonden assumpties van de onderzoeker dan van wetenschappelijke expertise (Gowdy & Erickson, 2005; Gowdy et al., 2010a; Gowdy et al., 2010b). Dat het verdisconteren van toekomstige welvaartseffecten veeleer een politiek-ethisch dan een economisch-wetenschappelijk vraagstuk is, wordt in de economische kosten-batenanalyses meestal niet met zoveel woorden

erkend. In deze waarderingsstudie worden de landgebruiksveranderingen, en hun impact op ecosystemen, maatschappij en economie, niet dynamisch doorheen de tijd onderzocht. Voor sommige variabelen kan dergelijk tijdspad op basis van de literatuur vrij goed worden onderbouwd (bv. aangroei van een bos). Voor andere variabelen is de onzekerheid over dit tijdspad groter (bv. opslag van koolstof in de bodem) of berust de kwantificering en waardering van toekomstige welvaartseffecten op louter veronderstellingen (bv. consumentenvoorkeur m.b.t. recreatie over enkele decennia). We rekenen daarom de landgebruiksveranderingen eenvoudigheidshalve door via een voor/na-benadering, waarbij de effecten van de landgebruiksverandering verondersteld worden onmiddellijk in te treden. Voor het kwantificeren van de verandering in het aanbod van ecosysteemdiensten (bv. houtproductie, opslag van bodemorganische koolstof, luchtzuivering), houdt dit op korte termijn een overschatting in, omdat de responstijd van ecosystemen op landgebruiksveranderingen meerdere decennia tot meer dan een eeuw kan omvatten (bv. opslag van bodemorganische koolstof, zie paragraaf 4.3.3.1.3). Wat de economische waardering betreft, komt deze werkwijze neer op het hanteren van een discontovoet van 0%. Dit komt overeen met de ethische keuze dat we ecologische, maatschappelijke en economische gevolgen van actuele landgebruiksverandering op lange termijn, voor de volgende generatie, even hoog waarderen als die voor onszelf, op korte termijn.

De indicatoren aan de hand waarvan de bosuitbreidingsscenario's worden vergeleken, geven voor de onderzochte ecosysteemdiensten een aantal van de maatschappelijke effecten en baten van landgebruiksveranderingen. Wat de economische baten betreft, voorzien de scenario's geen institutionele mechanismen en beleidsinstrumenten om die baten daadwerkelijk te 'verzilveren' of te herverdelen tussen de belanghebbenden die voor- of nadelen ondervinden van de landgebruiksveranderingen. Welke instrumenten en maatregelen daarvoor het meest zijn aangewezen, hangt in grote mate af van de concrete lokale of regionale context, van de ecosysteemdiensten en landgebruiken die als het meest waardevol worden ervaren en van de waardencriteria (bv. ecologische, gezondheidsgerelateerde, economische, cultuurhistorische waarden) die daarbij worden gehanteerd.

Figuur 11: Voor negen planetaire grenzen werden controlevariabelen berekend om na te gaan in hoeverre onze samenleving op wereldschaal die grenzen benadert of overschrijdt. Het overschrijden van die grenzen is niet steeds lokaal of op korte termijn zichtbaar. Groen betekent dat de variabele zich in een voor de mensheid veilige zone bevindt; geel stelt een zone van onzekerheid en toenemend risico voor; rood betekent een zone van hoog risico, met mogelijk onomkeerbare gevolgen. De indicator van land-system change verwijst naar wereldwijde ontbossing, die van climate change naar atmosferische CO₂-concentratie en die van biosphere integrity naar het uitsterven van soorten en de afname van functionele biodiversiteit (Steffen et al., 2015).

4.3.2.4 Scenario's

De drie scenario's bosuitbreiding die we hier waarden en vergelijken, zijn denkpijlen aan de hand waarvan we de ecologische, maatschappelijke en economische waarde van landgebruiksveranderingen toetsen. Hoewel zij niet volledig zijn gebaseerd op vaststaand of politiek goedgekeurd beleid, achten we ze voldoende relevant en concreet om actuele maatschappelijke en beleidsdebatten inzake bosuitbreiding te informeren.

Algemene uitgangspunten en keuzen bij het formuleren van de scenario's.

- De drie scenario's omvatten een landgebruiksverandering van niet-bos naar bos in niet bebouwde ruimte, op basis van een mix van ecologische en meer antropocentrische criteria.
- De criteria verwijzen naar biodiversiteitsdoelen, meer bepaald het maximaal beschermen en verbinden van oud bos, en naar ecosysteemdiensten voedselproductie en recreatie. De criteria werden gekozen door de onderzoekers, op basis van thema's die in beleids- en maatschappelijke debatten actueel zijn. De keuze van de criteria vormt een waarde-gebonden en waarde-geladen element in de studie, waarover we zo transparant mogelijk communiceren. Op basis van een participatief proces met beleidswerkers, belanghebbenden en experts zouden in toekomstig onderzoek andere biodiversiteits en esd-criteria kunnen worden gekozen (bv. globale klimaatregulatie, luchtzuivering, stedelijk hitte-eiland, erosiepreventie), die tot andere scenario's zouden kunnen leiden.
- De totale oppervlakte bosuitbreiding is in de drie scenario's dezelfde gehouden, om de vergelijkbaarheid tussen de scenario's te verhogen. Bij een vergroting van de totale oppervlakte bosuitbreiding zullen de effecten en waardeveranderingen doorgaans meer uitgesproken zijn, bij een kleine oppervlakte minder uitgesproken.
- In elk scenario wordt de oppervlakte bosuitbreiding verdeeld over een mix van 'IHD-bos' en een mix van 'stadsbos'. In scenario één en twee is de verhouding tussen uitbreiding IHD-bos en stadsbos dezelfde, de uitbreiding IHD-bos is beperkt tot de minimum oppervlakte bosuitbreiding voorzien in de gewestelijke instandhoudingsdoelen
- In het derde scenario gaat een groter deel van de bosuitbreiding naar IHD-bos, overeenkomstig de maximale bosuitbreiding van de gewestelijke instandhoudingsdoelen, de oppervlakte uitbreiding voor stadsbos is kleiner.
- Door in de drie scenario's andere criteria prioritair te stellen, ontstaan uiteenlopende bosconfiguraties met verschillende grootte en aaneengeslotenheid, op uiteenlopende locaties, ten nadele van andere landgebruiken.
- In scenario één wordt sterker rekening gehouden met de impact van bosuitbreiding op de inkomens van professionele landbouwers. De bosuitbreiding gebeurt zo veel mogelijk op percelen die niet voor professionele landbouw worden gebruikt, en verder op percelen waarop de landbouwinkomens het laagst zijn.
- In scenario twee wordt de bosuitbreiding voor stadsbos meer ingevuld in functie van de behoefte aan groen voor stadsbewoners, en wordt minder rekening gehouden met landbouw. In de bosuitbreiding voor IHD-bos wegen ecologische criteria sterker door dan in het eerste scenario, en criteria inzake landbouwinkomen minder sterk.
- In scenario drie wordt het sterkst ingezet op IHD-bos, zowel qua oppervlakte IHD-bos als in de criteria voor de locatiekeuze. De bedoeling hiervan is om na te gaan in hoeverre een biodiversiteitsscenario dat prioriteit geeft aan de intrinsieke waarde van bossen, tot grote verschillen leidt ten opzichte van meer esd-gebaseerde scenario's.
- In alle scenario's is bosuitbreiding eveneens uitgesloten op de volgende percelen:
 - herbevestigd agrarisch gebied ('hag')
 - natuur, andere dan bos, die volgens de biologisch zeer waardevol of waardevol is;
 - historisch permanent grasland
 - graslanden rond vliegvelden
 - percelen op minder dan 25 m van hoogspanningslijnen

Scenario 1: bosuitbreiding met beperking van landbouwverliezen

Oppervlakte van de landgebruiksverandering	9.825 ha bosuitbreiding waarvan 5.875 ha voor de realisatie van de instandhoudingsdoelen ('IHD-bos') en 3.950 ha voor bijkomend stads(rand)bos	
Locatie van de landgebruiksverandering	<ul style="list-style-type: none">- 5.545 ha bijkomend IHD-bos binnen speciale beschermingszones- 330 ha bijkomend IHD-bos buiten SBZ- niet in herbevestigd agrarisch gebied, noch op percelen die biologisch zeer waardevolle natuur bevatten- bij voorkeur op percelen in eigendom/beheer van ANB of natuurverenigingen- verder bij voorkeur op locaties met hobbylandbouw (groter dan 0,5 ha)- resterende bosuitbreiding op percelen gebruikt voor professionele landbouw, met de laagste baten voor voedselproductie- niet op percelen met fruitteelt of hoogstamboomgaarden	<ul style="list-style-type: none">- 3.950 ha bijkomend stads(rand)bos op minder dan 3.200 m (via de weg) van bevolkingscentra met een tekort aan stadsbos- niet in herbevestigd agrarisch gebied, noch op percelen die biologisch zeer waardevolle natuur bevatten- bij voorkeur op percelen met hobbylandbouw (groter dan 0,5 ha)- overschot op percelen gebruikt voor professionele landbouw, met de laagste baten voor voedselproductie- niet op percelen met fruitteelt of hoogstamboomgaarden- geen minimale clustergrootte, focus op percelen met minimale landbouwinkomens primeert
Aard van de landgebruiksverandering	<ul style="list-style-type: none">- van natuur (niet bos), weiland of akker naar bos met beheer gericht op het bereiken van de instandhoudingsdoelen	<ul style="list-style-type: none">- van weiland of akker naar toegankelijk loofbos met duurzaam bosbeheer

Scenario 2: bosuitbreiding voor recreatie rond stedelijk gebied

Oppervlakte van de landgebruiksverandering	9.825 ha bosuitbreiding waarvan 5.875 ha voor de realisatie van de instandhoudingsdoelen ('IHD-bos') en 3.950 ha voor bijkomend stads(rand)bos	
Locatie van de landgebruiksverandering	<ul style="list-style-type: none">- 5.545 ha bijkomend IHD-bos binnen speciale beschermingszones- 330 ha bijkomend IHD-bos buiten SBZ- niet in herbevestigd agrarisch gebied, noch op percelen die biologisch zeer waardevolle natuur bevatten- niet op percelen met fruitteelt of hoogstamboomgaarden- locatiekeuze louter op basis van ecologische criteria, ongeacht het landgebruik natuur, hobbylandbouw of landbouw betreft	<ul style="list-style-type: none">- 3.950 ha stads(rand)bos op minder dan 3.200 m (via de weg) van bevolkingscentra met een tekort aan stadsbos- prioriteit voor de centra of zones met de grootste bevolkingsdichtheid- er wordt gestreefd naar clusters open groene ruimte van minimaal 60 ha (of minimaal 200 ha binnen de 5.000 m), ongeacht landbouwgebruik- niet in herbevestigd agrarisch gebied, noch op percelen die biologisch zeer waardevolle natuur bevatten- niet op percelen met fruitteelt of hoogstamboomgaarden- locatiekeuze prioritair in functie van criteria afstand, bevolkingsdichtheid en clustergrootte, ongeacht het landgebruik hobbylandbouw of professionele landbouw betreft
Aard van de landgebruiksverandering	<ul style="list-style-type: none">- van natuur (niet bos), weiland of akker naar bos met beheer gericht op het bereiken van de instandhoudingsdoelen	<ul style="list-style-type: none">- van weiland of akker naar toegankelijk loofbos met duurzaam bosbeheer

Scenario 3: bosuitbreiding met kansen voor oud bos

Oppervlakte van de landgebruiksverandering	9.825 ha bosuitbreiding waarvan 9.210 ha voor realisatie van instandhoudingsdoelen en 615 ha voor bijkomend stads(rand)bos	
Locatie van de landgebruiksverandering	<ul style="list-style-type: none"> - 5.545 ha bijkomend IHD-bos binnen speciale beschermingszones - 3.665 ha bijkomend IHD-bos buiten speciale beschermingszones - niet in herbevestigd agrarisch gebied, noch op percelen die biologisch zeer waardevolle natuur bevatten - niet op percelen met fruitteelt of hoogstamboomgaarden - locatiekeuze louter op basis van ecologische geschiktheid, ongeacht het landgebruik natuur, hobbylandbouw of landbouw betreft 	<ul style="list-style-type: none"> - 615 ha stads(rand)bos op minder dan 3.200 m (via de weg) van bevolkingscentra met een tekort aan stadsbos - prioriteit voor de centra of zones met de grootste bevolkingsdichtheid - er wordt gestreefd naar clusters open groene ruimte van minimaal 60 ha (of minimaal 200 ha binnen de 5.000 m), ongeacht landbouwgebruik - niet in herbevestigd agrarisch gebied, noch op percelen die biologisch zeer waardevolle natuur bevatten - niet op percelen met fruitteelt of hoogstamboomgaarden - locatiekeuze recreatiecriteria, ongeacht het landgebruik natuur, hobbylandbouw of landbouw betreft
Aard van de landgebruiksverandering	<ul style="list-style-type: none"> - van natuur (niet bos), weiland of akker naar bos met beheer gericht op het bereiken van de instandhoudingsdoelen 	<ul style="list-style-type: none"> - van weiland of akker naar toegankelijk loofbos met duurzaam bosbeheer

Het lokaliseren van de zones 'met het hoogste ecologisch potentieel' houdt rekening met de aanwezigheid van oud-bosrelicten, met de mogelijkheid om verbindingen tussen oude bossen te realiseren of oude boskernen te kunnen uitbreiden en met de kansen in functie van de habitatspecifieke instandhoudingsdoelen.

De accentverschillen tussen de drie scenario's landgebruiksverandering worden schematisch weergegeven in Figuur 12. De bosuitbreiding in de drie scenario's komt neer op een toename van de Vlaamse bosbedekkingsgraad van 11,5% naar 12,2%. Figuur 13 toont de drie waardentypen die het sturend principe vormen bij de concrete uitwerking van de drie scenario's (locatiekeuze, aard van de landgebruiksveranderingen).

Figuur 12: Drie alternatieve scenario's voor bosuitbreiding.

Figuur 13: Drie alternatieve waardentypen vormen het sturend principe bij uitwerking van de drie bosuitbreidingsscenario's.

Voor de waardering en vergelijking van de scenario's analyseerden we de uitkomsten van elk scenario via 20 waarde-indicatoren (zie bijlagen 2 tot 10). Qua waardenbereik verwijzen de indicatoren zowel naar ecologische, maatschappelijke en economische systemen (zie Figuur 5 en Tabel 6). De afbakening van de grenzen tussen ecosysteem, maatschappelijk en economisch systeem is vaak een kwestie van conventie of interpretatie. Het kwalificeren van indicatoren als 'ecologisch', 'maatschappelijk' of 'economisch' is dus enigszins arbitrair. Een kleine aanpassing in de definitie van een indicator, bv. afvang van fijn stof vs. concentratie van fijn stof t.o.v. de gezondheidsnorm, kan ook bepalen of veeleer een ecologische dan wel een maatschappelijke waarde wordt aangegeven. Qua waardenfocus belichten de indicatoren ecosysteemkenmerken, producerende, regulerende en culturele ecosysteemdiensten. De onvermijdelijke selectiviteit van de indicatoren betekent dat de waarderingsstudie niet alle ecologische, maatschappelijke of economische implicaties van de drie scenario's waardeert. Zo wordt wegens gebrek aan voldoende robuuste gegevens, niet ingegaan op de maatschappelijke of economische waarde van hobbylandbouw, op ondersteunende ecosysteemdiensten of op de waarde van diensten van door de mens gecreëerde systemen ('grijze infrastructuur') zoals huisvesting of mobiliteit. Ook lokale of streekgebonden waarden komen niet expliciet aan bod, al zijn elementen hiervan wel verwerkt in de indicator 'Landschapsaantrekkelijkheid' (zie bijlage 9).

Tabel 6: Waardenbereik en –focus van de gebruikte indicatoren. De indicatoren met een (*) verwijzen dienden om na te gaan in hoeverre de voor het scenario vooropgestelde doelstellingen worden gerealiseerd. De waarden vormden ook het sturend principe bij de concrete uitwerking van de scenario's (zie Figuur 13). De overige indicatoren verwijzen naar neveneffecten.

	Waarden m.b.t. het ecosysteem	Waarden m.b.t. het maatschappelijk systeem	Waarden m.b.t. het economisch systeem
Ecosysteem- kenmerken	<ul style="list-style-type: none"> - Bosuitbreiding - Bosconnectiviteit (*) - Bosmorfologie (*) - Ecosysteemveranderingen 	<ul style="list-style-type: none"> - Landgebruiks- veranderingen - Groene ruimte en landbouwgrond per inwoner per gemeente 	-----
Ondersteunende ecosysteemdiensten	-----	-----	-----
Producerende ecosysteemdiensten		<ul style="list-style-type: none"> - Houtproductie 	<ul style="list-style-type: none"> - Gederfde voedselproductie (brutosaldo, factorinkomen) (*) - Houtproductie
Regulerende ecosysteemdiensten	-----	<ul style="list-style-type: none"> - Ruwheidslengte voor afvang fijn stof en stikstofdioxide) - Retentie van regenwater - Komberging bij overstromingen - Vermeden erosie - Koolstofopslag in bodem en biomassa 	<ul style="list-style-type: none"> - Afvang van fijn stof - Vermeden ruimings- en stortkosten - Koolstofopslag in bodem en biomassa
Culturele ecosysteem- diensten	-----	<ul style="list-style-type: none"> - Bevolking met nabij stadsgroen/stadsbos (*) - Landschapsaan- trekkelijkheid voor recreatie - Aantal recreatieve bezoeken 	<ul style="list-style-type: none"> - Recreatieve bezoeken
Andere systeemdiensten	-----	-----	-----

4.3.3 Thema erosiebestrijding

4.3.3.1 Ecologische, maatschappelijke en economische uitdagingen

4.3.3.1.1 Een leefbaar landbouwinkomen binnen ecologische grenzen

De professionele landbouw wordt in Vlaanderen geconfronteerd met een complex van economische, maatschappelijke en ecologische uitdagingen. In sommige gevallen ligt de landbouw zelf mee aan de bron van die uitdagingen. Voorbeelden hiervan zijn de uitspoeling van nutriënten uit landbouwbodems en waterkwaliteit, of emissies van broeikasgassen door intensieve veeteelt en varkensteelt. In andere gevallen ondervindt de landbouwsector zelf nadelige gevolgen van die uitdagingen. Voorbeelden hiervan zijn de afnemende beschikbaarheid en prijsstijgingen van landbouwgronden ten gevolge van urbanisatie, de verpaarding en de vertuining van het landschap. Maar in de meeste gevallen gaat het om een combinatie van beide en is de landbouw zowel medeoorzaak als slachtoffer. Voorbeelden hiervan zijn de achteruitgang van de biodiversiteit, inclusief de functionele agrobiodiversiteit; de afstroming van regenwater en bodemerosie door intensievere bodembewerking; de daling van de grondwaterstand door bodemafdicthting, overexploitatie en klimaatverandering; de klimaatverandering en een verhoogd overstromingsrisico; prijsdalingen van landbouwproducten met verlieslatende landbouw en stopzetting van landbouwactiviteiten als gevolg. Die uitdagingen situeren zich in een context van specialisatie, intensivering, productiviteitsstijgingen en schaalvergroting in de landbouw. Die werd sinds halverwege de twintigste eeuw mee aangemoedigd door het steeds kapitaalintensiever worden van landbouwtechnologie en door de internationalisering van landbouwgerelateerde handelsstromen. Hoewel dit tot enorme toenames in de fysische productiviteit leidde, nam ook de druk van de landbouwactiviteit op het leefmilieu (bodem, water, lucht en klimaat) toe. Ook de biodiversiteit (bv. soorten gebonden aan graslanden of kleine waterlopen) en in sommige gevallen ook de menselijke gezondheid (bv. dioxine in voeding, verspreiding van voor de mens gevaarlijke veeziekten) ondervonden nadelige gevolgen van deze trend. De voorbije decennia zorgden innovaties op vele vlakken voor een toename in de eco-efficiëntie en een vermindering van de milieudruk vanuit de landbouw (bv. meer precisie in het toedienen van nutriënten, vervangen van breed-spectrum plaagbestrijdingsmiddelen door meer gerichte methoden). De productiviteitstoename leidde wel tot overproductie die, in combinatie met de machtsconcentratie bij de afnemers van landbouwproducten (bv. verwerkende industrie en distributieketen) prijsdalingen van landbouwproducten in de hand werkte. Dit leidde bij vele landbouwbedrijven tot een inkomstendaling, tot sluiting of niet-voortzetting van landbouwbedrijven en werkte zo een verdere schaalvergroting in de hand. De toename van de fysische landbouwproductiviteit vertaalde zich met andere woorden niet in een evenredige toename van de economische rendabiliteit en van de welvaart bij de professionele landbouwers. De specialisatie maakt de landbouwers ook kwetsbaarder voor weersinvloeden en voor plagen, wat bijkomende kosten meebrengt voor de landbouwer om zich hier tegen in te dekken, of voor andere marktversturende schokken (bv. de impact van geopolitiek op internationale handelsstromen). De trend tot schaalvergroting botst ook met de ruimtelijke versnippering en voortschrijdende urbanisatie in Vlaanderen, die het voor landbouwers steeds moeilijker maakt om in de buurt van hun bedrijf voldoende betaalbare grond te vinden die een gangbare grondgebonden landbouw ondersteunt.

In antwoord op deze trends werden vanuit de overheid en ook vanuit de landbouwsector zelf heel wat initiatieven opgezet, en inspanningen geleverd, om de druk van de landbouw op het leefmilieu, de natuur en de mens terug te dringen. Zo werden bepaalde chemicaliën verboden, werd het gebruik van nutriënten aan banden gelegd of werden technologische innovaties doorgevoerd. Die inspanningen leidden tot verminderde emissies in de bodem, de lucht en in oppervlaktewater. Ook ontwikkelden zich niches, zoals kleinschalige landbouw voor de lokale markt, vaak in combinatie met participatieve arrangementen of met een verbreding van de activiteiten, bv. hoevetoerisme, om binnen het verstedelijkende Vlaanderen toch economisch rendabel te kunnen zijn. Een sterke afbouw van de veestapel blijft echter voor vele belangenverdedigers van de gangbare landbouw een brug te ver. Dit bemoeilijkt het verder terugdringen van de milieudruk (bv. waterkwaliteit door overbemesting; erosierisico door de toename van erosiegevoelige teelten). Zo werd 2016 een zoveelste 'jaar van de waarheid' waarin moest blijken of het vijfde mestactieplan, door het Vlaams parlement goedgekeurd in juni 2015, zou volstaan om de nitraat- en fosfaatemissies naar het oppervlaktewater in landbouwgebied voldoende terug te dringen, zodat de Europees en Vlaams opgelegde waterkwaliteitsdoelstellingen gehaald kunnen worden. De sociaal-economisch lastige situatie waarin heel wat landbouwgezinnen zich bevinden, en de voor het beleid relatieve ongrijpbaarheid van maatschappelijke tendensen als internationalisering, industrialisering, schaalvergroting en urbanisatie, maken dat milieu- en natuurgerichte voorstellen en maatregelen vanwege het beleid of de milieu- en natuurbewegingen door een belangrijk deel van de landbouwsector negatief worden onthaald. Met die context in het achterhoofd, beperken we in het eerste scenario de maatregelen voor erosiebestrijding tot de meest erosiegevoelige percelen

(paars en rood), zodat meer dan in de twee andere scenario's het verlies aan inkomsten uit voedselproductie wordt ontzien.

4.3.3.1.2 Preventie van erosie

In het thema erosiebestrijding staat de spanning tussen enerzijds intensieve landbouw en de daarmee samenhangende landbouwteelten en -inkomsten, en anderzijds de afstroming van regenwater en erosie centraal. Bij intensere of langdurige neerslag kan zowel schade ontstaan voor de landbouwer op de percelen zelf, als voor landgebruikers in de gebieden waarnaar het overtollige water met sediment afstroomt (Sala & Paruelo, 1997; Verstraeten et al., 2003a). Op een onvoldoende beschermde bodem op hellend terrein kan door inwerking van de neerslag de vruchtbare toplaag volledig verdwijnen, en kunnen kloven van meer dan één meter diep ontstaan (Overloop et al., 2011). In de gemeente Gingelom in Haspengouw werd op de meest erosiegevoelige percelen het gemiddeld bodemverlies geraamd op 7,5 tot 12 ton per hectare (Verstraeten et al., 2002). In de Belgische zandleem- en leemstreek werden verliezen van de vruchtbare teeltlaag van meer dan tien ton per hectare per jaar opgetekend, met lokaal pieken tot boven de twintig ton per jaar (Verstraeten et al., 2006; Wustenberghs et al., 2007). Dergelijke erosie komt neer op een bodemverlies van 0,7 tot 2,2 mm/jaar, of rendementsverliezen van 0,03 tot 0,09% per jaar (Overloop et al., 2011). Hoewel dit relatief kleine verliezen zijn op korte tot middellange termijn, kunnen zij op langere termijn wel een bedreiging vormen voor de landbouwproductiviteit, omdat het bodempatrimonium onvervangbaar is. Een Europese Interreg-studie raamde in 2006 de economische kostprijs wegens het verlies van de vruchtbare teeltlaag voor landbouwers op 3 tot 15 euro per ton (MESAM, 2007). Ook voor beheerders en gebruikers van waterlopen kan de sedimentatie van bodempartikels in bekkens en waterlopen aanzienlijke kosten meebrengen, die vaak uiteindelijk door de samenleving moeten worden gedragen. Die kosten werden in de voornoemde Interreg-studie geraamd op 100 tot 300 euro per hectare per jaar (Verspecht et al., 2011). Niet enkel in urbaan gebied veroorzaken modderstromen ten gevolge van erosie overlast, schade en kosten. Ook in natuurgebied kan een aanvoer van nutriëntenrijk of chemisch verontreinigd slib schade aanbrengen aan ecosystemen en de resultaten van natuurbeheer in het verleden, tenietdoen. Erosie heeft dus zowel een economische, sociale als ecologische impact.

Door de voortschrijdende urbanisatie, de verwachte toename van intense regenbuien door de klimaatverandering en de voortschrijdende (zij het aan een trager tempo) omzetting van grasland naar akkerland neemt de vraag naar de preventie van erosie toe. Door de gedeeltelijke omzetting van landbouwgebied in natuurgebied, en door de toename van erosiebeperkende maatregelen op landbouwgrond, neemt ook het aanbod van deze ecosysteemdienst toe. We verwachten echter een sterkere toename van de vraag dan van het aanbod, zodat beide niet met elkaar in evenwicht zijn (Jacobs et al., 2014). Dit veroorzaakt niet enkel onmiddellijke schade voor de landbouwers zelf en de omwonenden, maar heeft ook een negatief effect op de ecosysteemdienst voedselproductie in de toekomst. Zowel de huidige als toekomstige generaties ondervinden hier dus nadelen van.

In de tweede helft van de jaren '90 kwam de erosieproblematiek op de Vlaamse beleidsagenda, onder meer met de erkenning van erosie als milieuprobleem in het Mina-plan 2 (1997-2001) (Verspecht et al., 2011; Verstraeten et al., 2003a). Sindsdien werd een erosiebeleid uitgebouwd met vrijwillige of dwingende maatregelen inzake teeltkeuze en bodembewerking, in functie van gebied- en plaatsspecifieke erosierisico's (analyse op perceelsniveau voor pixels van 5x5 m). Met het oog op het terugdringen van erosie op landbouwbodems werden de percelen in landbouwgebruik ingedeeld volgens hun potentiële bodmerosiegevoeligheid, die wordt bepaald door de hellingsgraad, de hellingslengte en de bodemtextuur. Tabel 7 geeft een overzicht van het aandeel van meer of minder erosiegevoelige bodems binnen de totale grondoppervlakte in landbouwgebruik (d.w.z. op basis van gronden, aangegeven in de eenmalige perceelsregistratie).

Op ruim drie vierde van de gronden in landbouwgebruik is de potentiële bodmerosiegevoeligheid zeer laag tot verwaarloosbaar, of niet van toepassing. In bijna 7% van het landbouwgebied is dit risico hoog tot zeer hoog. Die landbouwpercelen bevinden zich vooral in de leem- en de zandleemstreek in de zuidelijke helft van Vlaanderen, omwille van de hogere erosiegevoeligheid van de bodemtextuur en de hogere gemiddelde hellingsgradiënt (zie Figuur 14) (Overloop et al., 2011).

Tabel 7: Erosiegevoeligheid van bodems in landbouwgebruik (Bron: ALBON, potentiële erosiekaart 2016, 1^{ste} update)

Kleurcode	Bodemerosiegevoeligheid	Oppervlakte (ha)	Oppervlakte (%)
paars	zeer hoog	9.155	1,3
rood	hoog	37.709	5,4
oranje	medium	32.083	4,6
geel	laag	68.468	9,8
lichtgroen	zeer laag	179.519	25,6
donkergroen	verwaarloosbaar	352.459	50,3
grijs	niet van toepassing	18.671	2,7
grijs	bijzondere strook	2.761	0,4
grijs	geen informatie	3	0
Totaal		700.827	100

Figuur 14: Landbouwpercelen met zeer hoog (paars), hoog (rood), medium (oranje), laag (geel), zeer laag (lichtgroen) of verwaarloosbaar (donkergroen) erosierisico. In de witte zones geldt een ander landgebruik dan professionele landbouw, bv. urbaan gebied, natuurgebied of waterloop) (Bron: potentiële erosiekaart ALBON, 2016).

De mate waarin potentiële bodemerosie daadwerkelijk optreedt hangt niet enkel af van de erosiegevoeligheid van de bodem. Dit varieert ook naargelang de hoeveelheid neerslag, de aanwezige vegetatie of landbouwteelt (gewaserosiegevoeligheid) en de wijze en het tijdstip van bodembewerking (bewerkingserosie) en oogsten (Overloop et al., 2011). Dit kan worden berekend aan de hand van de RUSLE-vergelijking (Revised Universal Soil Loss Equation, zie bijlage 7). De gewaserosiegevoeligheid wordt uitgedrukt als de C-factor en ligt tussen 0 (minimaal) en 1 (maximaal) (Wustenberghs et al., 2007). Vegetatie met een zeer lage gewaserosiegevoeligheid (C-factor < 0,01) omvat bijvoorbeeld bos, ruigte en permanent grasland. Gewas met een lage erosiegevoeligheid (C-factor tussen 0,01 en 0,20) omvat onder meer tijdelijk (ingezaaid) grasland. Gewassen met een hoge erosiegevoeligheid (C-factor > 0,25) omvatten alle groente- en akkerbouwteelten, waarbij wintergranen een iets lagere gewaserosiegevoeligheid hebben dan groenten, maïs en andere zomergewassen. Van de laag en medium erosiegevoelige percelen werd in 2013 bijna de helft gebruikt voor teelten met een hoge gewaserosiegevoeligheid. Op hoog erosiegevoelige percelen bedroeg dit aandeel ongeveer iets meer dan één derde, op zeer hoog erosiegevoelige percelen ongeveer 15% (Van der Biest et al., 2014).

Akker- en groenteteelt genereert in vele gevallen hogere landbouwinkomens dan graslanden, maar resulteert ook in een hogere gewaserosiegevoeligheid. Er doet zich op korte termijn, d.w.z. binnen de tijdshorizon van een bestaand landbouwbedrijf, dan ook een trade-off voor tussen het gelijktijdig maximaliseren van de ecosysteemdiensten 'voedselproductie' en 'preventie van erosie'. Hoewel het financieel maximaliseren van de vermarkte ecosysteemdienst (voedselproductie) voor de landbouwer op korte termijn een economisch voordeel oplevert, creëert het als ongunstige neveneffect hogere sociale kosten (schade door erosie) en hogere private

kosten op middellange tot lange termijn (verminderde nettolandbouwopbrengst door verlies van een vruchtbare teeltlaag). Andere ongunstige neveneffecten omvatten onder meer verminderde koolstofopslag in de bodem, verminderde infiltratie en aanvulling van de grondwatertafel, verhoogd overstromingsrisico en verminderde waterkwaliteit. We berekenen daarom een tweede scenario waarin, ten opzichte van scenario 1, sterker de nadruk wordt gelegd op erosiepreventie, zowel door de uitbreiding van het toepassingsgebied als door de uitvoering van maatregelen met een sterker erosiebeperkend effect.

4.3.3.1.3 Regulatie van globaal klimaat

Aanpassingen in de wijze van bodembewerking, de teeltechnieken en de gewaskeuze kunnen niet enkel het erosierisico doen dalen, maar hebben mogelijk ook een invloed op het gehalte aan bodemorganische koolstof, waardoor maatregelen in het kader van een erosiebeleid ook relevant kunnen zijn voor het klimaatbeleid. Alternatieve bodembewerkingstechnieken zoals niet-kerende bodembewerking resulteren volgens recent onderzoek enkel in een stratificatie of herverdeling van de bodemorganische koolstof, met hogere concentraties aan de oppervlakte maar lagere concentraties op grotere diepte. De totale koolstofstock blijkt daarbij niet toe te nemen (D'Haene, 2008; Vermang, 2012). In die zin beschikken we momenteel niet over gegevens die een impact van niet-kerende bodembewerking op de opslag van bodemorganische koolstof aantonen. Wel worden er verschillen in het gehalte bodemorganische koolstof verwacht bij meer ingrijpende landgebruiksveranderingen, bijvoorbeeld van akker naar grasland en/of bos, en omgekeerd (Meersmans et al., 2008). De grootte van de verschillen varieert sterk in functie van bodemtextuur en drainageklasse. In het Natuurrapport 2014 gebruikten we deze methode reeds om de economische baten van koolstofopslag door bosuitbreiding op gronden in landbouwgebruik te ramen (Van Reeth et al., 2015; Van Reeth et al., 2014a). Die baten wegen doorgaans niet op tegen het economisch verlies voor de landbouwer door de gederfde inkomsten uit voedselproductie. Bovendien zijn momenteel ook geen beleidsinstrumenten of andere institutionele arrangementen operationeel die een landbouwer zouden toelaten de economische waarde van die koolstofopslag te capteren. Toch nemen we deze baten mee in deze waarderingsstudie, om te verkennen in hoeverre de baten van een toegenomen koolstofopslag en van andere ecosysteemdiensten hand in hand zouden kunnen gaan. Tabel 8 toont het verwachte verschil in bodemorganische koolstof bij omvorming van akkerbouw naar weiland (permanent grasland) of naar loofbos. Met uitzondering van zeer droge gronden met lichtere texturen, bevatten bodems met permanente grasland- of bosvegetaties meer bodemorganische koolstof dan akkers. De hogere koolstofconcentraties in de matig tot zeer droge (lemig) zandbodems (bodemtexturen S en Z, drainageklassen a tot c) vallen wellicht te verklaren door de hoge bemestingsgraad ten tijde van de dataverzameling waarop het model gebaseerd is (jaren '60). De voorbije decennia is die bemestingsgraad verminderd, bijvoorbeeld ten gevolge van het Mestactieplan, zodat het organisch koolstofgehalte in die bodems veeleer afneemt. Dat zou kunnen betekenen dat na verloop van tijd deze gronden alsnog gekenmerkt worden door een toename in organische koolstof bij omvorming tot bos, maar dit hangt sterk af van de stabiliteit van de verhoogde koolstofinput door de vroegere bemesting⁷.

Die verschillen kunnen op natte bodems met lichte texturen en op droge of nattere bodems met zwaardere texturen, oplopen tot 30 of meer ton bodemorganische koolstof per hectare. Uitgaande van de gemiddelde uitstoot van nieuwe personenwagens in Vlaanderen in 2015 (119 g CO₂/km of 32,139 g C/km, zie www.milieurapport.be) vertegenwoordigt één ton koolstof de uitstoot van ongeveer 31.100 voertuigkilometer. Een bodemkoolstofstock van 30 ton vertegenwoordigt ongeveer de koolstofuitstoot van 934.000 voertuigkilometer.

De toename in bodemorganische koolstof vergt een periode van meerdere decennia (Sala & Paruelo, 1997). Soms wordt voor de overgang van akker naar grasland als vuistregel 30 jaar gehanteerd, maar de responstijd hangt in feite af van het bodemtype, het klimaat, de wijze waarop het grasland wordt beheerd, het historisch landgebruik⁶. Voor landgebruiksveranderingen werd nog langere responstijden waargenomen (Poeplau et al., 2011; Stevens & van Wesemael, 2008). Voor de economische waardering wordt de toename van de voorraad bodemorganische koolstof gespreid over een periode die de leeftijd van een natuur bos benadert (zie bijlage 8).

De economische waarde van koolstofopslag wordt, rekening houdend met de verwachte milieuschadetekosten van de klimaatopwarming, voor het jaar 2016 geraamd op 161,2 euro per ton. Voor de toekomst wordt de waarde hoger geraamd, bv. 220 €/ton in 2020 en 366 €/ton in 2030 (De Nocker et al., 2010). Op die basis vertegenwoordigt een bijkomende koolstofopslag van 30 ton/ha in 2016 een economische baat van 4.836 euro/ha. Vanuit die context ontwikkelen we een derde scenario waarin het toepassingsgebied van erosiebeperkende maatregelen verder wordt uitgebreid, en waarin erosiebeperkende maatregelen worden opgenomen die sterker de nadruk leggen op globale klimaatregulatie (koolstofopslag in bodem en biomassa).

⁷ Schriftelijke mededeling door dr. J. Meersmans, Soil and Agrifood Institute, Cranfield University, oktober 2016.

Tabel 8: Verwachte toename in hoeveelheid bodemorganische koolstof (in ton per hectare) bij omvorming van akkerland naar weiland of naar bos, in functie van bodemtextuur en drainageklasse (Meersmans et al., 2008; Van Reeth et al., 2015)

toename bodemorganische koolstof akker → weiland (ton C/ha)							
	U	E	A	L	P	S	Z
a	66,4	33,5	0,7	0,6	-8,5	-10,4	-22,6
b	69,1	37,3	5,6	5,5	7,1	5,7	-3,9
c	75,6	46,2	16,9	16,8	17,5	16,5	8,5
d	82,1	55,1	28,2	28,1	26,1	25,4	18,9
e	87,9	62,7	37,6	37,5	34,3	33,8	28,5
f	94,5	71,1	47,6	47,6	43,2	43,0	38,8
g	98,7	76,3	53,9	53,9	48,2	48,0	44,4
h	86,7	61,5	36,3	36,2	33,1	32,6	27,2
i	91,3	67,8	44,4	44,3	40,0	39,8	35,5

toename bodemorganische koolstof akker → bos (ton C/ha)							
	U	E	A	L	P	S	Z
a	68,7	36,7	2,8	4,3	-2,0	-7,3	-49,0
b	69,8	39,0	6,1	7,7	10,6	9,5	-15,2
c	72,6	44,2	13,7	15,4	19,0	20,7	7,3
d	75,3	49,4	21,3	23,1	26,1	30,0	26,0
e	79,0	54,8	28,5	30,4	33,4	39,1	42,8
f	83,6	61,3	36,7	38,6	41,7	49,3	60,5
g	86,8	65,5	41,9	43,9	46,5	55,0	69,9
h	77,3	53,1	26,8	28,6	31,7	37,4	41,0
i	79,2	56,8	32,2	34,2	37,3	44,9	56,0

legende							
	zwarte klei	klei	leem	zandleem	licht zandleem	lemig zand	zand
a - te sterke drainering					zeer droge gronden		
b - gunstige drainering					droge gronden		
c - matige drainering	zwak gleyige gronden				matig droge gronden		
d - onvoldoende drainering	matig gleyige gronden				matig natte gronden		
e - matig slechte drainering	sterk gleyige gronden met reductiehorizont				natte gronden		
f - slechte drainering	zeer sterk gleyige gronden met				zeer natte gronden		
g - zeer slechte drainering	gereduceerde gronden				uiterst natte gronden		
h - matig slechte drainering	sterk gleyige gronden met reductiehorizont				natte gronden met relatief hoge		
i - slechte drainering	zeer sterk gleyige gronden				zeer natte gronden met relatief		
	U	E	A	L	P	S	Z
	zwarte texturen				lichte texturen		

4.3.3.2 Ecosysteemdiensten en andere criteria

In de voorgaande paragrafen kwam vooral de interactie tussen de ecosysteemdiensten erosiepreventie, voedselproductie en klimaatregulatie (koolstofopslag) aan bod. Erosiepreventie is echter ook sterk verweven met heel wat andere ecosysteemdiensten, waaronder watergebonden diensten zoals waterzuivering, bescherming tegen overstromingen, infiltratie en waterproductie (zie bijlage 6, Figuur 73). In het [Natuurrapport 2014, TR 21.8](#) werd uitvoeriger ingegaan op de synergieën en trade-offs tussen veranderingen in erosiepreventie en andere ecosysteemdiensten (Van der Biest et al., 2014). In deze studie richtten we ons niet expliciet op het zoeken naar 'esd-bundels', dit wil zeggen groepen van ecosysteemdiensten die ruimtelijk consistente associaties vormen en elkaar versterken of ondersteunen (zie bv. Crouzat et al. (2015); Mouchet et al. (2017)). We vergeleken de uitkomsten van de drie scenario's voor erosiebestrijding wel aan de hand van een set waarde-indicatoren die betrekking hebben op zeven ecosysteemdiensten en op andere ecologische kenmerken. Die analyse geeft een indicatie van de mate waarin, voor bepaalde ruimtelijke locaties of typen van landgebruiksveranderingen, bepaalde diensten en ecologische kenmerken in een meer of minder gewenste richting evolueren. Hier wordt verder op ingegaan bij de bespreking van de resultaten.

We waarderen in deze studie zowel erosiebeperkende maatregelen binnen landbouwsystemen, als erosiebeperkende maatregelen bij omzetting van landbouwsystemen naar meer natuurlijke ecosystemen, in casu bos. We berekenen en waarderen de veranderingen voor bosbiodiversiteit en voor zeven ecosysteemdiensten: voedselproductie, houtproductie, luchtzuivering, beperking van overstromingsrisico, erosiepreventie, klimaatregulatie door koolstofopslag, en groene omgeving voor buitenactiviteiten. Daarbij maken we gebruik van

een mix van biofysische en monetaire indicatoren die voor elk scenario de invloed van de landgebruiksverandering op het ecosysteemdienstenaanbod toont, en het welvaartseffect voor bepaalde belanghebbenden. In tegenstelling tot het thema bosuitbreiding, beschikken we voor het thema erosiebestrijding niet over indicatoren die toelaten om op schaal Vlaanderen de scenario's te vergelijken naar hun impact op de bodembiodiversiteit. Wel konden we, voor een van de erosiebestrijdingsscenario's waarin bosuitbreiding deel uitmaakt van het maatregelenpakket, de impact nagaan op basis van de ecologische waarde-indicatoren die ook voor het thema bosuitbreiding werden berekend. De set van waarde-indicatoren aan de hand waarvan de scenario's worden vergeleken, is dus dezelfde als die van het thema bosuitbreiding (zie Tabel 6).

4.3.3.3 Actoren van de overheid, het maatschappelijk middenveld en economische sectoren

Het thema erosiebestrijding raakt aan de belangen en activiteiten van een brede waaier van private en publieke actoren. Het betreft in de eerste plaats landbouwers en de landeigenaars die hun gronden aan landbouwers verpachten. Ook de water- en wegbeheerders zijn belangrijke betrokkenen. Zij (en uiteindelijk de samenleving) worden geconfronteerd met de kosten van (vervuild) slib. Dit moet immers geruimd, afgevoerd en vaak gereinigd worden (Verspecht et al., 2011; Verstraeten et al., 2003a; Verstraeten et al., 2002; Verstraeten et al., 2003b). Voor het middenveld zijn zowel de belangenorganisaties van de landbouwsector relevant, waaronder Boerenbond, Algemeen Boerensyndicaat en Bioforum, maar ook die van andere schakels in de voedselketen. Verder zijn rond dit thema organisaties binnen de milieubeweging en de natuur- en bossector, zoals Bond Beter Leefmilieu, Natuurpunt en Bos+ actief, evenals de belangengroep van particuliere landeigenaars, Landelijk Vlaanderen. Vermits er zeven ecosysteemdiensten in het verhaal worden betrokken, zijn de resultaten van de studie relevant voor verscheidene beleidsprogramma's en in meerdere beleidsdomeinen, waaronder die van Landbouw en Visserij; Leefmilieu, Natuur en Energie; Ruimtelijke Ordening, Woonbeleid en Onroerend Erfgoed; en Welzijn, Volksgezondheid en Gezin. Ook diensten van provinciale en lokale overheden voeren lokaal rond erosiebestrijding en klimaatregulatie een gebieds- of doelgroepengericht beleid, onder meer via de gemeentelijke erosiecoördinatoren of in samenwerking met Regionale Landschappen.

4.3.3.4 Scenario's

In alle drie de scenario's worden op landbouwpercelen in functie van de bodemerosiegevoeligheid aanpassingen in de manier van bodembewerking en de teeltkeuze voorgesteld. Zowel de oppervlakte waarvoor landgebruiksveranderingen worden voorgesteld als de aard van die veranderingen (bv. bodembewerking en/of gewaskeuze) variëren in de drie scenario's, in functie van de ecosysteemdienst waarop het scenario zich focust. Net als bij het thema bosuitbreiding, stellen de drie scenario's kijkrichtingen voor, op basis van normatieve visies die richtinggevend zijn in actuele debatten rond erosiebestrijding: inkomensverliezen voor de landbouwsector beperken, schade door erosie beperken en bijdragen aan de mitigatie van de klimaatverandering. De scenario's vormen geen doorslag van het bestaande beleid, maar laten wel toe om mogelijke beleidspistes om een reeks consequenties, voor- en nadelen, te toetsen.

Algemene uitgangspunten en keuzen bij het formuleren van de scenario's

- De drie scenario's omvatten landgebruiksveranderingen binnen het agrarisch beheer, met name een aanpassing in de wijze van bodembewerking of van teeltkeuze, en/of buiten het agrarisch beheer, met name een omvorming van akker of grasland naar bos.
- De criteria voor de locatiekeuze verwijzen naar de ecosysteemdiensten regulatie van erosierisico, regulatie van globaal klimaat en voedselproductie. De criteria werden gekozen door de onderzoekers, op basis van thema's die in beleids- en maatschappelijke debatten actueel zijn. De keuze voor deze criteria vormt een waarde-gebonden en waarde-geladen element in de studie, waarover we zo transparant mogelijk communiceren. Op basis van een participatief proces met beleidswerkers, belanghebbenden en experts zouden in toekomstig onderzoek andere criteria kunnen worden gekozen, die tot andere scenario's zouden kunnen leiden.
- De totale oppervlakte waarop erosiebestrijdingsmaatregelen worden toegepast, verschilt tussen de scenario's. Dit maakt enerzijds de scenario's minder vergelijkbaar, maar laat anderzijds beter toe om te verkennen vanaf welke schaal landgebruiksveranderingen tot significante veranderingen leiden voor verschillende ecosysteemdiensten. Zowel qua oppervlakte als qua aard van de landgebruiksveranderingen is scenario 1 het minst en scenario 3 het meest verregaand.

- In scenario één wordt sterker rekening gehouden met de impact van erosiebeperkende maatregelen op de inkomens van professionele landbouwers. Om die reden worden enkel maatregelen op de meest erosiegevoelige percelen toegepast, en worden enkel veranderingen in de wijze van bodembewerking voorgesteld.
- In scenario twee wordt relatief meer prioriteit gegeven aan het verminderen van het erosierisico. Dit gebeurt door, ten opzichte van scenario 1, ook op relatief minder erosiegevoelige percelen maatregelen toe te passen. Bovendien worden ook maatregelen toegepast met een sterker erosiebeperkend effect, maar met eveneens een grotere negatieve impact op landbouwincomens.
- In scenario drie worden erosiebeperkende maatregelen gekoppeld aan de ambitie om meer koolstof vast te leggen in bodem en biomassa. Op de beboste percelen vertaalt dit zich in een lage oogstfactor (10%) voor hout. We spreken daarom in het derde erosiebestrijdingsscenario van 'klimaatbos'.
- Bijlage 2, Tabel 13 geeft voor de 5 landbouwteeltgroepen vermeld in de hierna volgende tabellen (akker, maïs, groenten, fruit en grasland) welke specifieke landbouwteelten hieronder vallen.

Scenario 1: erosiebestrijding met beperking van landbouwverliezen

Locatie van de landgebruiksverandering	paarse percelen – zeer hoog erosierisico	rode percelen – hoog erosierisico
Oppervlakte van de landgebruiksverandering	2.361 ha waarvan 236 ha grasbufferstrook	23.095 ha
Aard van de landgebruiksverandering	- <u>niet-kerende bodembewerking met een groenbedekker en 9 m grasbufferstrook</u> ($\pm 10\%$) bij akker-, maïs- en groenteteelt, uitgezonderd tijdelijk grasland (2.361 ha); - 80% waterdoorlatende <u>bodembedekking</u> bij meerjarige akker- en hop (0 ha);	- <u>niet-kerende bodembewerking met een groenbedekker</u> bij akker-, maïs- en groenteteelt, uitgezonderd tijdelijk grasland (23.095 ha); - 80% waterdoorlatende <u>bodembedekking</u> bij meerjarige akker- en hop (0 ha);

Scenario 2: erosiebestrijding met een nadruk op beperking van bodemverliezen

Locatie van de landgebruiksverandering	rode en paarse percelen – hoog tot zeer hoog erosierisico - enkel de percelen met akker-, maïs- of groenteteelt	gele en oranje percelen – laag tot medium erosierisico
Oppervlakte van de landgebruiksverandering	28.018 ha	70.848 ha
Aard van de landgebruiksverandering	- akker-, maïs- en groenteteelt, tijdelijk grasland inbegrepen, omvormen naar <u>permanent grasland</u> (28.018 ha);	- <u>niet-kerende bodembewerking met een groenbedekker</u> bij akker-, maïs- en groenteteelt, uitgezonderd tijdelijk grasland (65.468 ha); - 80% waterdoorlatende <u>bodembedekking</u> bij meerjarige akker- en hop (55 ha) - tijdelijk grasland omvormen naar <u>permanent grasland</u> (5.325 ha);

Scenario 3: erosiebestrijding met een nadruk op bijkomende koolstofopslag en luchtzuivering

Locatie van de landgebruiksverandering	rode en paarse percelen – hoog tot zeer hoog erosierisico – enkel de percelen met akker-, maïs- of groenteteelt	groene, gele en oranje percelen – verwaarloosbaar tot medium erosierisico – enkel die percelen die minstens 30 ton bodemorganische koolstof per ha kunnen stockeren
Oppervlakte van de landgebruiksverandering	27.777 ha	103.045 ha
Aard van de landgebruiksverandering	- akker-, maïs- en groenteteelt (excl. tijdelijk grasland) omzetten naar <u>bos</u> (25.235 ha); - tijdelijk grasland omvormen naar <u>permanent grasland</u> (2.542 ha);	akker-, maïs- en groenteteelt en tijdelijk grasland omzetten naar <u>permanent grasland</u> (103.045 ha)

De verschillen tussen de drie scenario's worden schematisch samengevat in Figuur 15. Het eerste scenario omvat een bijsturing in de wijze van bodembewerking bij akker-, maïs- en groenteteelt op de percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico. Tijdelijk grasland kan nog wel. Het tweede scenario gaat verder dan het eerste. Op de percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico kan enkel nog permanent grasland. Verder wordt de bijsturing in de wijze van bodembewerking uitgebreid tot de percelen met een medium tot laag erosierisico. Op die percelen wordt tijdelijk grasland eveneens omgevormd tot permanent grasland. Het derde scenario is het meest verregaand. Op de percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico worden de landbouwteelten omgevormd tot duurzaam beheerd klimaatbos (loofbos). Op de percelen met een medium, laag of zeer laag erosierisico worden akker-, maïs- en groenteteelten en tijdelijk grasland omgevormd tot permanent grasland.

Figuur 15: Drie alternatieve scenario's voor erosiebestrijding.

Figuur 16 toont de waardentypen getoond die het sturend principe vormden bij de uitwerking van de drie scenario's. Het eerste legt de nadruk op erosiebestrijding met zo veel mogelijk behoud van landbouwinkomsten op korte termijn (producerende ecosysteemdiensten, efficiëntie en economisch systeem). Het tweede legt de nadruk op het maximaal terugdringen van de erosieproblematiek wegens de maatschappelijke overlast (regulerende ecosysteemdiensten, goed & menswaardig leven of levenskwaliteit en maatschappelijk systeem). Het derde legt de nadruk op regulerende ecosysteemdiensten als erosiebestrijding, klimaatregulatie en luchtzuivering, vanuit een bezorgdheid om levenskwaliteit (bv. aantal gezonde levensjaren) en fundamentele waarden (bijdragen aan de instandhouding van het planetair ecosysteem), daarom verwijst dit scenario naar regulerende ecosysteemdiensten, het ecosysteem en een combinatie van socioculturele en fundamentele waarden.

Figuur 16: Drie alternatieve waardentypen vormen het sturend principe bij uitwerking van de drie erosiebestrijdingsscenario's.

De scenario's in deze waardering leggen erg veel gewicht bij de potentiële erosiekaart. Tijdens de lectorenronde werd de opmerking gemaakt dat een erosiegevoelig (rood) perceel onder een goed bodembeheer een verwaarloosbare hoeveelheid bodemerosie kan ondergaan. Tegelijkertijd kan een perceel met een zeer laag erosierisico onder slecht bodembeheer een grote hoeveelheid bodemerosie veroorzaken, bijvoorbeeld een nagenoeg vlak perceel met een zeer intensieve groenteteelt kan modderoverlast geven. Naast het integraal omvormen van (zeer) erosiegevoelige akkers in permanent grasland of bos kunnen ook alternatieve bodembeheertechnieken met veel aandacht voor organische koolstof, groenbedekkers, vruchtwisseling of tijdstip van bewerking worden toegepast, eventueel aangevuld met grasstroken, houtkanten, onderhoud van taluds, enz... Op schaal Vlaanderen zijn deze varianten met de huidige kennis evenwel nog moeilijk integraal door te rekenen.

Tabel 9: Waardenbereik en –focus van de gebruikte indicatoren. De indicatoren met een (*) dienden om na te gaan in hoeverre de voor het scenario vooropgestelde doelstellingen worden gerealiseerd. De overige indicatoren verwijzen naar neveneffecten.

	Waarden m.b.t. het ecosysteem	Waarden m.b.t. het maatschappelijk systeem	Waarden m.b.t. het economisch systeem
Ecosysteem- kenmerken	<ul style="list-style-type: none"> - Bosuitbreiding - Bosconnectiviteit - Bosmorfologie - Ecosysteemveranderingen 	<ul style="list-style-type: none"> - Landgebruiks- veranderingen - Groene ruimte en landbouwgrond per inwoner per gemeente 	-----
Ondersteunende ecosysteemdiensten	-----	-----	-----
Producerende ecosysteemdiensten		<ul style="list-style-type: none"> - Houtproductie 	<ul style="list-style-type: none"> - Gederfde voedselproductie (brutosaldo, factorinkomen) (*) - Houtproductie
Regulerende ecosysteemdiensten	-----	<ul style="list-style-type: none"> - Ruwheidslengte voor afvang fijn stof en stikstofdioxide - Retentie van regenwater - Komberging bij overstromingen - Vermeden erosie (*) - Koolstofopslag in bodem en biomassa (*) 	<ul style="list-style-type: none"> - Afvang van fijn stof - Vermeden ruimings- en stortkosten (*) - Koolstofopslag in bodem en biomassa (*)
Culturele ecosysteem- diensten	-----	<ul style="list-style-type: none"> - Bevolking met nabij stadsgroen/stadsbos - Landschapsaan- trekkelijkheid voor recreatie - Aantal recreatieve bezoeken 	<ul style="list-style-type: none"> - Recreatieve bezoeken
Andere systeemdiensten	-----	-----	-----

4.4 Resultaten waardering bosuitbreiding

4.4.1 Ecologische waarden

In deze paragraaf bespreken we de invloed van de drie bosuitbreidingsscenario's op de oppervlakte en ruimtelijke spreiding, de connectiviteit en de morfologie van de bossen in Vlaanderen.

Indicator 1: Bosuitbreiding

Figuur 17 (indicator 1) toont de toename in bosoppervlakte en de ruimtelijke spreiding voor de drie bosuitbreidingsscenario's. Een bosuitbreiding van ongeveer 10.000 ha komt in een kaart op Vlaamse schaal maar in beperkte mate tot uiting. Toch zijn er lokaal en bovenlokaal duidelijke verschillen waar te nemen, zowel in de locatie van de IHD-bosuitbreiding als in de bijkomende stadsbossen.

Figuur 17: Drie bosuitbreidingsscenario's van gelijke oppervlakte, maar ruimtelijk anders gespreid, volgens alternatieve prioriteiten en criteria.

Indicator 2: Bosuitbreiding per provincie

Dit komt ook tot uiting in de indicatoren die de grootteorde van de bosuitbreiding per provincie (Figuur 18) en ten opzichte van de bestaande bosbedekking (zie Figuur 19) tonen. Door de keuze om de IHD-bosuitbreiding in scenario 1 zo weinig mogelijk op percelen met professionele landbouw te plaatsen, en bij voorkeur op niet-beboste terreinen in natuurbeheer of met hobbylandbouw, komt het grootste deel van de IHD-bosuitbreiding in de provincies Antwerpen en Limburg, en een kleiner deel in de provincies West- en Oost-Vlaanderen en Vlaams-Brabant. Voor de stadsbossen zien we een tegenovergesteld patroon. Die worden in scenario 1 vooral op percelen in hobbylandbouw of landbouwgrond geplaatst, en nabij dichtbevolkte kernen die weinig of geen stadsbos in de buurt hebben. Door de beperkte beschikbaarheid van landbouwgrond in de provincies Antwerpen en Vlaams-Brabant en het relatief bosrijke karakter van Limburg, vindt het grootste deel van de stadsbosuitbreiding plaats in West-Vlaanderen, waar relatief veel percelen in landbouwgebruik zijn en de verstedelijkte gebieden over weinig nabije groene ruimte beschikken. In de volgende paragrafen bespreken we de impact van die ruimtelijke verschillen tussen de drie scenario's op een aantal ecologische, maatschappelijke en economische waarden.

Figuur 18: Bosuitbreiding (in hectare) voor IHD-bos en stadsbos per provincie.

Figuur 19: Bosuitbreiding (in hectare) voor IHD-bos en stadsbos per provincie, ten opzichte van de oppervlakte reeds bestaand bos.

Indicator 3: Bosconnectiviteit

Ongeveer 15% van de oppervlakte bos in Vlaanderen bestaat uit 'oud bos', de rest noemen we recent bos. Oude bossen zijn bossen waarvan we weten dat ze sinds eind 18^{de} eeuw ononderbroken bebost zijn geweest. Deze bossen zijn hotspots voor bosbiodiversiteit. Dit is vooral het gevolg van het feit dat heel wat soorten die kenmerkend zijn voor oud bos zich niet snel over grote afstanden kunnen verspreiden. Vaak stellen ze hoge eisen aan de kwaliteit van hun leefgebied en hebben ze geringe overlevingskansen in het open landschap. Om via bosuitbreiding ecologisch hoogwaardige bossen te realiseren is het dus van belang nieuwe bossen fysisch te laten grenzen aan oude bossen, zodat de specifieke biodiversiteit van oude bossen ook de nieuwe bossen kan koloniseren. Extra winst kan gerealiseerd worden door locaties te kiezen die door bebossing reeds bestaande geïsoleerde bossen verbinden met oude bossen en hierdoor de connectiviteit verhogen. Een laatste belangrijk pluspunt van bosuitbreiding tegen oude bossen, is de bufferwerking van deze nieuwe bossen tegen externe milieudrukken, die nu vaak een negatief effect hebben op de kwaliteit van de randen van oud bos. Zo kan bijvoorbeeld een uitbreiding van het bos naar buitenuit, met een bosrand die geleidelijk oploopt, de depositie van stikstof in de oude boskern verlagen. Dergelijke bosuitbreiding maakt dan ook deel uit van maatregelen die worden voorzien in uitvoering van de Europese Habitatrichtlijn, om de kwaliteit van boshabitats van Europees belang te behouden of te verbeteren. We vergelijken de ecologische waarde van de drie bosuitbreidingsscenario's aan de hand van twee indicatoren, met name bosconnectiviteit en bosmorfologie.

Figuur 20 toont dat actueel (T0) slechts zo'n 30% van de totale bosoppervlakte bestaat uit boscomplexen met een kern van oud bos. Van de drie scenario's die getest werden, slaagt scenario 3 er het best in om de oppervlakte van aaneengesloten boscomplexen die oud bos bevatten, te verhogen. Zowel de totale oppervlakte van die bossen (zie linker Y-as) als de gemiddelde oppervlakte van een complex met oud bos (zie rechter Y-as), neemt het sterkst toe in het derde scenario. Om lokaal een goede staat van instandhouding te behalen, is een minimum oppervlakte (minimum structuur areaal of MSA) van een boshabitat vereist. Ahankelijk van het bostype bedraagt het MSA 10 tot 50 hectare. Om ook deze doelstelling te bereiken is scenario drie het meest doeltreffend. De gemiddelde oppervlakte per boscomplex dat oud bos bevat, bedraagt in de uitgangssituatie (T0) 31 ha. In scenario 3 neemt deze gemiddelde oppervlakte toe tot 41 ha voor complexen die oud bos bevatten, of tot 36 ha voor alle boscomplexen.

Figuur 20: Het derde scenario leidt tot de grootste toename in boscomplexen waarin oud bos aanwezig is (zie rechtse grafiek). Ook de gemiddelde oppervlakte van deze boscomplexen is in het derde scenario groter dan in de twee andere (zie linkse grafiek, rechter Y-as).

Indicator 4: Bosmorfologie

We beschrijven de vorm van een boscomplex aan de hand van drie klassen: bosrand, boskern en bosfragment (zie bijlage 2). De bosrand bevat de eerste 50 m vanaf de buitenste of binnenste rand van een boscomplex, of een lijnvormige verbinding van minder dan 100 m breed tussen twee bossen met een boskern. De boskern is het gedeelte van het boscomplex dat op meer dan 50 m van een buiten- of binnenrand is gelegen. We maken verder een onderscheid tussen een kern met (elementen van) oud bos of met enkel nieuw bos. Een bosfragment tenslotte is een afzonderlijk boscomplex dat te klein is om een kern te hebben. Naarmate de ratio (oud-)kernbos t.o.v. niet-kernbos groter is, is de kans groter dat het bos een geschikt habitat vormt voor aan oud-bos gebonden soorten. In die omstandigheden is het bosecosysteem ook veerkrachtiger ten aanzien van milieudrukken van buitenaf, bv. door klimaatverandering.

In scenario 3 worden meer ecologische verbindingen met oud bos tot stand gebracht, zodat bosfragmenten en boskern zonder oud bos in dit scenario het sterkst afnemen (zie Figuur 21). Doordat de bestaande boscomplexen met oud bos ook groter worden, nemen ook de randen sterker toe. In scenario 1 daarentegen worden veel bosfragmenten gecreëerd, en ook veel boskernen zonder oud bos, omdat locaties worden gekozen in functie van landbouweconomische opportuniteiten. Ecologisch gezien bieden nieuwe bossen en bosfragmenten door hun ligging minder kansen voor de instandhouding van biodiversiteit gebonden aan oud bos. In scenario 2 zorgt de IHD-bosuitbreiding ook voor een afname van boskernen zonder oud bos ten voordele van boskernen met oud bos. Door de locatiecriteria voor de stadsbosuitbreiding en het streefdoel om groenclusters van 60 tot 200 ha te creëren, nemen in scenario 2 de boskernen zonder oud bos sterker toe.

Vermits de totale bosuitbreiding verspreid is over een groot aantal boscomplexen, zijn de effecten op de bosmorfologie beter zichtbaar op lokale schaal. Ter illustratie wordt het effect getoond van een bosuitbreiding ten zuiden van Tielt, tussen Deinze en Roeselare (zie Figuur 40, Indicator 16. Landschapsaantrekkelijkheid).

Figuur 21: De bovenste grafiek toont de bosmorfologie in de beginsituatie en na de bosuitbreiding volgens de drie scenario's. De onderste grafiek brengt duidelijker de relatieve veranderingen in beeld, met een relatieve afname van bosfragmenten en boskern zonder oud bos in scenario 3. In scenario 1 nemen deze twee laatste net sterk toe. Scenario 2 kent een relatief sterkere toename van boskernen dan scenario 3, maar een groter deel daarvan bevat geen oud bos.

Samengevat tonen de ecologische indicatoren hoe een doelgerichte, ruimtelijke aansturing van de ecologische bosuitbreiding, met name de focus op het vergroten of verbinden van oude bossen en het clusteren van de bosuitbreiding in voldoende grote gehelen, leidt tot boscomplexen waarvan de structuur meer kansen biedt voor biodiversiteit van oud bos. Daarnaast blijkt ook dat een bosuitbreiding van ongeveer 10.000 ha, zelfs in het meest performante scenario een erg beperkte impact heeft ten opzichte van de bosstructuur op schaal Vlaanderen. Hoewel scenario 2 en 3 leiden tot minder bosfragmenten, vertaalt dit zich eerder in een toename van bosranden dan in een toename van boskernen. Op lokale schaal kan de verbinding of uitbreiding van bestaande bossen wel een grote invloed hebben op de aanwezige bosbiodiversiteit.

Indicator 5: Ecosysteemveranderingen

In termen van de MAES-ecosysteemklassen, die in Europa worden gebruikt om de oppervlakte van grote typen ecosystemen op te volgen, bevatten het Vlaams Gewest en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest 9 ecosystemetypen (zie bijlage 2). Ongeveer 37,5% is akker- en tuinbouw, 31% is urbaan gebied, 17% grasland, 11,5% omvat bos en houtige vegetatie en 2,4% water. De overige natuurlijke ecosystemen bestaan uit heide en inlandse duinen, moeras, estuaria met slik en schorre, en kustduin en strand, en omvatten ongeveer 1% van de totale oppervlakte (Van Reeth

et al., 2014b). Door de bosuitbreiding zou de oppervlakte van de andere ecosystemen, vooral grasland en akker- en tuinbouw, dalen. In termen van de MAES-klassen lijken de drie bosuitbreidingsscenario's een vrij gelijkaardige invloed te hebben op de totale oppervlakte van de andere ecosysteemdiensten, althans op schaal Vlaanderen (zie Figuur 22). In scenario 3 wordt één derde van de bosuitbreiding gerealiseerd op grasland en twee derde op akker- en tuinbouwgrond. In scenario 1 en 2 is dit respectievelijk 30% en 70%. Door de verschillen tussen de scenario's qua spreiding van de bosuitbreiding over de vijf Vlaamse provincies, varieert de verhouding akker- en tuinbouw / grasland wel sterker op provinciaal niveau.

Verder zijn er beperkte afnames in de oppervlakte moeras (van 2 ha in scenario 3 tot 6,5 ha in scenario 1) en in heide en inlandse duinen (van 3,6 ha in scenario 2 tot 11,5 ha in scenario 1). De beperkte afname van ecosystemen, andere dan grasland en akker- en tuinbouw is enerzijds te wijten aan de beperkte oppervlakte van die andere ecosystemen, maar ook aan het feit dat in de drie scenario's werd geopteerd om biologisch waardevolle natuur in natuurlijke ecosystemen, te vrijwaren van bosuitbreiding.

Bosuitbreiding gebeurt natuurlijk niet in een maatschappelijk vacuüm, maar in een snel urbaniserend en intensief gebruikt landschap waar veel ruimte- en landgebruiksclaims samenkomen. Wanneer we de twee ecosystemen die de grootste impact ondervinden van de bosuitbreiding, verder indelen in functie van de landgebruikers, blijken de verschillen tussen de scenario's ook op schaal Vlaanderen veel groter. Dit wordt belicht in indicator 6, landgebruiksveranderingen.

Figuur 22: Invloed van de bosuitbreiding op de oppervlakte (in hectare) van andere ecosystemen.

4.4.2 Maatschappelijke waarden

In deze paragraaf tonen we aan de hand van twaalf indicatoren de invloed van de bosuitbreiding op een aantal aspecten van het maatschappelijk belang van de ecosystemen. In die zin kunnen we ze beschouwen als antropocentrische waarden, kenmerkend voor het maatschappelijk systeem en de mens, ook al worden ze in een aantal gevallen uitgedrukt in biofysische eenheden. Indicator 6 toont de invloed van de bosuitbreiding op een aantal voor de mens relevante landgebruiken, indicatoren 7 tot 17 tonen de invloed van de bosuitbreiding op het aanbod van zes voor de mens belangrijke ecosysteemdiensten, met name houtproductie, luchtzuivering, beperking van overstromingsrisico, vermeden erosie, klimaatregulatie en recreatie.

Indicator 6: Landgebruiksveranderingen

Het anders beheren of het uitbreiden van groene ruimte heeft gevolgen voor andere landgebruiken en landgebruikers, die lokaal erg ingrijpend kunnen zijn. Figuur 23 toont de spreiding in Vlaanderen van drie landgebruiksgroepen, namelijk landbouw, urbane ruimte en groene ruimte. Onder de laatste groep rekenen we natuur, bos en park. Niet bebouwde percelen of perceelsdelen binnen urbaan gebied zoals tuinen en grasplantsoenen, zijn in deze analyse bij urbaan gerekend. Het westen van Vlaanderen en Haspengouw worden gekenmerkt door relatief veel (d.w.z. meer dan gemiddeld) ruimte per inwoner voor landbouw (geel), eventueel in combinatie met veel groene ruimte (donkergroen). Het oosten van Vlaanderen, en enkele regio's in het westen,

hebben relatief veel (d.w.z. meer dan gemiddeld) groene ruimte per inwoner (donkergroen). In het oosten ligt voor heel wat gemeenten de oppervlakte landbouw per inwoner relatief laag (lichtgroen). De rode steden en gemeenten binnen de Vlaamse Ruit (Antwerpen – Gent – Brussel – Leuven) en enkele stedelijke centra daarbuiten, bevatten relatief weinig open ruimte (landbouw of groen) per inwoner. Het landschap is er sterker gedomineerd door urbaan landgebruik dan elders in Vlaanderen. Naargelang die lokale en bovenlokale context, kan bosuitbreiding voor de lokale gemeenschap een erg verschillende betekenis hebben. Om die (boven)lokale betekenis van bos en groen adequaat te capteren in een waarderingsstudie, is een participatieve waarderingsstudie in samenwerking met lokale belanghebbenden, aangewezen.

Figuur 23: De kaart toont in welke gemeenten in Vlaanderen de oppervlakte landbouw en groen (natuur, bos en park) per inwoner, hoger of lager zijn dan het Vlaams gemiddelde. Naargelang die lokale en bovenlokale context, kunnen de landgebruiksveranderingen naar aanleiding van bosuitbreiding een erg verschillende betekenis hebben.

Wanneer we de impact van de bosuitbreiding op andere landgebruiken en hun belanghebbenden vergelijken, blijkt de verschillende prioritering in de drie scenario's (landbouwinkomens ontzien, recreatie vanuit stedelijk gebied ondersteunen of oud bos in stand houden) ook betekenisvolle verschillen qua landgebruiksverandering teweege te brengen. (zie Figuur 24).

Figuur 24: De verschillende prioriteiten in de drie bosuitbreidingsscenario's leiden tot uiteenlopende veranderingen in landgebruik.

In scenario 1 vindt 27% van de bosuitbreiding plaats op niet-beboste gebieden in natuurbeheer en 16% op percelen met hobbylandbouw. In scenario 2 en 3 is dit slechts 6% voor natuurbeheer en 8 à 9% voor hobbylandbouw. Dit is een gevolg van de keuze in scenario 1, om de bosuitbreiding zo weinig mogelijk impact te laten hebben op inkomsten van professionele landbouwers. In scenario 2 en 3 wordt ongeveer 85% van de bosuitbreiding (ongeveer

8.400 ha) gerealiseerd op grond in professioneel landbouwgebruik. In scenario 3 gebeurt dit haast uitsluitend voor het uitbreiden van IHD-bos, in scenario 2 gebeurt dit ook in grotere mate voor stads(rand)bos.

Uit de vergelijking tussen scenario 1 en 2 wat betreft de IHD-bosuitbreiding, blijkt dat, indien we voorrang geven aan het criterium om oud-bosrelicten maximaal te verbinden en in mindere mate landbouwinkomens ontzien (cf. scenario 2), er meer IHD-bosuitbreiding plaatsvindt op percelen met professionele landbouw, en minder in gebieden met natuurbeheer. Dit komt doordat landbouw historisch vaak de plaats van oud bos innam (zie bv. Figuur 9), waardoor de resterende complexen met oud bos vaak aan landbouwpercelen grenzen. De keuze in scenario 2 en 3 om die complexen zo sterk mogelijk uit te breiden of te verbinden met andere bossen, leidt ertoe dat in deze scenario's vaker grond in landbouwgebruik wordt aangesproken. Dit heeft gevolgen voor de invloed van de scenario's op de ecosysteemdiensten die sterk met landbouw samenhangen, vooral op voedselproductie.

Onlangs de doelstelling in scenario 1, om de bosuitbreiding zo veel mogelijk buiten gebied met professionele landbouw te realiseren, vindt ook in dit scenario nog iets meer dan de helft (ongeveer 5.400 ha) van de bosuitbreiding plaats op professionele landbouwgrond. Dit komt vooral door de uitbreiding van stadsbos. In alle scenario's werd voor stadsbosuitbreiding het criterium gehanteerd dat de stads(rand)bossen moesten bijdragen tot een toename van groene ruimte nabij stedelijke, dichtbevolkte gebieden (zie verder, indicator 15 'Vlamingen met nabij stadsgroen of stadsbos'). Daardoor vindt de stadsbosuitbreiding niet plaats in gebieden met natuurbeheer (die al 'groene ruimte' zijn), maar wel in gebieden met hobbylandbouw en professionele landbouw. Indien zou geopteerd worden om de stadsbosuitbreiding te realiseren ten koste van reeds bebouwde ruimte, zouden de resulterende landgebruiksveranderingen, de locatie van die bosuitbreiding en de impact op de bosconnectiviteit en op de ecosysteemdiensten erg verschillend kunnen zijn.

Indicator 7: Houtproductie

Onder houtproductie verstaan we de productie van houtige biomassa voor het vervaardigen van industriële en huishoudelijke producten, inclusief de productie van energie voor residentiële (bij)verwarming (Vandekerckhove et al., 2014). Indicator 7 geeft de verandering weer in het volume hout dat jaarlijks voor menselijk gebruik kan worden geoogst. Dit volume is een combinatie van: (i) de jaarlijkse aangroei van spilhout, afhankelijk van boomsoort, leeftijd en standplaatscondities en (ii) een oogstfactor, die varieert naargelang het bostype en de beheerdoelen.

In elk van de drie scenario's leidt de bosuitbreiding tot een toename in het biofysisch aanbod van houtproductie. In scenario 2 is die toename (42.400 m³) iets hoger dan in scenario 1 (42.300 m³). Dit komt vooral doordat in scenario 2 iets meer bosuitbreiding plaatsvindt op gronden in professioneel landbouwgebruik. Doordat de bodem daar intensiever werd bemest dan in gebieden in natuurbeheer, werd de houtaanwas voor die bodems 10 tot 25% hoger ingeschat (zie bijlage 4). Scenario drie leidt met 37.900 m³ tot de laagste toename in houtproductie. Dit is vooral een gevolg van de beheerkeuze om voor de IHD-bossen een lagere oogstfactor te hanteren, nl. 40% in plaats van 50%.

Figuur 25: Verandering in houtproductie (m³/jaar).

In het Natuurrapport 2014 werd de totale jaarlijkse houtoogst in Vlaanderen op 1 miljoen m³ geraamd, waarvan één kwart via de formele kanalen (bv. openbare houtverkoop en verkopen via bosgroepen) wordt verkocht. Het overige deel omvat rechtstreekse particuliere verkoop aan professionele houtkoopmannen, de informele markt van particulier brandhout en de oogst voor eigen gebruik. Hierover bestaan weinig systematische gegevens (Vandekerckhove et al., 2014). In verhouding tot die totale houtproductie zijn de verschillen tussen de scenario's, die minder dan 5.000 m³ bedragen, weinig belangrijk.

Indicator 8: Luchtzuivering - Afvang van fijn stof

Onder luchtzuivering verstaan we de afvang van fijn stof en gasvormige pollutanten door vegetatie of andere structuren, via processen van droge en natte depositie (Neiryck & Stevens, 2014). Indicatoren 8 en 9 tonen de mate waarin ecosystemen bijdragen aan de regulatie van de luchtkwaliteit op basis van de ruwheidslengte (m) van de vegetatie, of van de aanwezige grijze infrastructuur, bv. gebouwen. Die ruwheidslengte is de hoogte waarop de windsnelheid naar 0 gaat. Ze vormt een maat voor de hoeveelheid fijn stof die door die vegetatie of andere bodembedekking wordt tegengehouden. Op basis van de ruwheid van een landgebruik en de vegetatiekarakteristieken kan voor bepaalde pollutanten dus de verwachte depositie berekend worden (zie bijlage 4). Die depositie verschilt naargelang de fysisch-chemische kenmerken van het pollutant (bv. fijn stof, indicator 8 of stikstofdioxide, indicator 9) en de atmosferische omstandigheden. Bossen en urbane landgebruiken hebben een grotere ruwheidslengte, en vangen dus meer fijn stof en andere pollutanten af, dan ecosystemen met een lagere vegetatie. Er werd voor deze indicatoren geen rekening gehouden met de ruwheidslengte van gebouwen, omdat die in de scenario's tot de niet-veranderlijke ruimte behoort.

Figuur 26 toont de toename in de afvang van fijn stof bij de drie scenario's. De verschillen tussen scenario's worden volledig bepaald door het verschil in ruwheidslengte tussen de begin- en eindvegetatie op de percelen waar de bosuitbreiding plaatsvindt. In scenario 1 is dit verschil het grootst omdat er meer bosuitbreiding plaatsvindt op akkers (vooral in hobbylandbouw) en op grasland, en minder op percelen met maïsteelt, in vergelijking met scenario 2 en 3. Volgens Liekens et al. (2013) vangt grasland gemiddeld 27 kg fijn stof per hectare af en akker gemiddeld 9,2 kg/ha (Liekens et al., 2013). Aan maïs werd, op basis van de hogere ruwheidslengte van dit gewas, een afvang van 44 kg/ha toegekend (Neiryck & Stevens, 2014).

Figuur 26: Toename in afvang van fijn stof (PM10) ten gevolge van de bosuitbreiding

Figuur 26 geeft een indicatie van de verandering van het aanbod van de ecosysteemdienst luchtzuivering, voor het aspect fijn stof. Daarnaast kunnen we ook bij benadering de maatschappelijke meerwaarde in termen van gezondheid tonen, door na te gaan in hoeverre die aanbodstoename plaatsvindt in gebieden met hoge concentraties fijn stof (zie Figuur 27). De concentratie fijn stof (partikelgrootte 10 µm) is vrij uniform over Vlaanderen, met hogere concentraties in en rond de centrumsteden, en in beperkte mate ook langsheen de meest intens gebruikte autostrades. De Wereldgezondheidsorganisatie (WGO) hanteert voor jaargemiddelde concentraties fijn stof 20 µg/m³ als maximumwaarde. Die norm wordt overschreden in alle lichtgroene, gele en rode zones in Figuur 27. De EU hanteert een minder strenge norm van 40 µg/m³ omdat naast gezondheidscriteria

ook rekening werd gehouden met technische haalbaarheid en economische belangen (VMM, 2016). Langs de kust en in enkele bosrijke en/of dunner bevolkte gebieden in de oostelijke helft van Vlaanderen zijn de concentraties fijn stof merkbaar lager. Die zones vallen binnen gemeenten waar de oppervlakte groene ruimte per persoon boven het Vlaams gemiddelde ligt (vergelijk met Figuur 23).

Figuur 27: Jaargemiddelde concentratie fijn stof (PM 10) in Vlaanderen voor 2015 (Bron: IRCEL).

Figuur 28 toont de gemiddelde toe- of afname van de ruwheidslengte in de lichtgroene, gele en rode zones, waar de concentratie fijn stof de gezondheidsnorm overschrijdt. Deze zones kunnen beschouwd worden als de plaatsen in Vlaanderen waar de vraag naar de ecosysteemdienst luchtzuivering het grootst is. Doordat in scenario 2 de bosuitbreiding ruimtelijk sterker wordt geconcentreerd nabij stedelijke gebieden of dichtbevolkte kernen, situeert de toename van bos zich in de zones met een hogere jaargemiddelde concentratie fijn stof. In die optiek geeft de indicator niet enkel een beeld van het aanbod maar ook van het gebruik van de ecosysteemdienst: vegetatie met een hoge ruwheidslengte (bv. bos) in zones waar de gezondheidsnorm overschreden wordt, zal relatief meer bijdragen aan het invullen van de vraag naar zuivere lucht dan vegetatie in zones met een relatief goede luchtkwaliteit.

Het tweede scenario realiseert de grootste toename in ruwheidslengte in zones met overschrijding van de gezondheidsnorm voor fijn stof. De toename ten opzichte van de uitgangssituatie T0 is evenwel erg beperkt, van 1,77% in scenario 2 tot 0,52% in scenario 3. Dit komt deels door de relatief beperkte oppervlakte van de bosuitbreiding, maar ook doordat de scenario's ruimtelijk niet expliciet gefocust waren om maximaal de zones met hoge concentraties fijn stof te bebossen.

Figuur 28: Toename van de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie in zones waarbinnen de WGO-norm voor fijn stof (PM 10) wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om pollutanten in de lucht, in casu fijn stof, af te vangen.

Indicator 9: Luchtzuivering - Stikstofdioxide

Voor stikstofoxide waren nog geen kwantitatieve gegevens over het verband tussen veranderingen in ruwheidslengte en de depositie beschikbaar. Wel zijn gegevens bekend over de plaatsen met overschrijding van de gezondheidsnorm voor stikstof, zodat ook voor die zones het verschil tussen de scenario's van veranderingen in ruwheidslengte in die gebieden kan worden berekend. Anders dan de gemiddelde concentratie fijn stof, vertoont de concentratie stikstofdioxide een grotere variatie, zowel op schaal Vlaanderen als op kleinere schaal. Meer nog dan bij fijn stof, vertonen de zones langsheen wegen hoge tot extreem hoge concentraties. Voor stikstofdioxide hanteren zowel de WGO als de EU een jaargemiddelde concentratie van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als norm. Dit komt overeen met de rode zones in Figuur 29.

Figuur 29: Jaargemiddelde concentratie stikstofdioxide in Vlaanderen voor 2015 (Bron: IRCEL).

Het eerste scenario realiseert de grootste toename in ruwheidslengte in zones met overschrijding van de gezondheidsnorm voor stikstofdioxide. De toename ten opzichte van de uitgangssituatie T0 is evenwel erg beperkt, van 0,29% in scenario 1 tot 0,04% in scenario 3. Dit komt, zoals bij indicator 8, doordat de bosuitbreiding bijna steeds plaatsvindt in zones waar de norm niet wordt overschreden.

Figuur 30: Toename van de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie in zones waarbinnen de WGO-norm voor stikstofdioxide wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om polluenten, in casu stikstofdioxide, in de lucht af te vangen.

Indicator 10: Beperking overstromingsrisico - retentie van regenwater

Het reguleren (beperken) van het overstromingsrisico omvat zowel een aspect 'waterretentie' als een aspect 'komberging' (zie indicator 11). Waterretentie betekent het tijdelijk vasthouden en vertraagd afvoeren van water afkomstig van neerslag. Door de vertraagde afvoer, vooral bij piekdebieten, kan een toename van waterretentie bijdragen tot het verminderen van het overstromingsrisico in lagergelegen gebieden. Naast reliëf en bodemtextuur, hebben onder meer bodembedekking (bv. vegetatie) en landgebruik (bv. bodembewerking) een invloed op het aanbod van deze dienst. We karteren in deze studie de invloed van landgebruiksveranderingen, meer bepaald vegetatiewijzigingen, op retentie. Het complexe samenspel van waterretentie met andere watergebonden ecosysteemdiensten wordt uitvoeriger toegelicht in bijlage 6.

Indicator 10 vergelijkt in hoeverre de veranderingen in landgebruik in de scenario's de afstroming van regenwater afremmen. Daarbij houden we rekening met de topografie en de invloed van het landgebruik op de oppervlakkige afstroming. Percelen die door hun topografische ligging een hoge potentie hebben om water tijdelijk vast te houden en waar de bodembedekking zorgt voor een lage oppervlakkige afstroming, krijgen een hoge indicatorscore. De indicatorscore vermindert wanneer door een verandering van het landgebruik de oppervlakkige afstroming toeneemt. Zo zorgt een toename van de bodemafdekking, bv. door extra bebouwing, voor minder infiltratie en meer afstroming naar waterlopen. De locatiecriteriën voor scenario 3 blijken iets meer dan in de twee andere scenario's gebieden te selecteren, waar, door hun topografische ligging, een wijziging van vegetatie bijdraagt tot een grotere waterretentie. In scenario 1 en 2 wordt in bijna 30% van de bijkomende bossen een toename in de retentiecapaciteit van het ecosysteem gerealiseerd, in scenario 3 is dit in 32% van de oppervlakte. Voor het doorrekenen van deze toename in waterretentie naar oppervlakkige afstroming of zones met een verminderd erosierisico, is bijkomend onderzoek nodig. Gezien de kleine verschillen tussen scenario's qua oppervlakte met toegenomen retentiecapaciteit, kunnen op basis van deze indicator nog geen uitspraken worden gedaan welk scenario's de grootste oppervlakte of vermeden schade door overstromingen zou realiseren.

Figuur 31: Relatieve toename in waterretentie ten gevolge van de bosuitbreiding.

Indicator 11: Beperking overstromingsrisico – toename kombergend

Door hun kombergend vermogen kunnen laaggelegen gebieden nabij rivieren en beken, overstromingsrisico's stroomafwaarts (of stroomopwaarts, langsheen getijdenrivieren) helpen reduceren. Dit vermogen wordt bepaald door de topografie en door de combineerbaarheid van het landgebruik met een overstroming (zie bijlage 6). Voor de berekening kregen alle landgebruiksklassen een score van 1 (niet verplaatsbaar en niet verenigbaar met overstroming) tot 5 (aangepast aan overstroming) (Schneiders et al., 2014). Het kombergend vermogen neemt bij bosuitbreiding enkel toe in zoverre multifunctioneel loofbos binnen het overstromingsgevoelige gebied beter combineerbaar zou zijn met periodieke overstromingen dan het oorspronkelijke landgebruik. De overstromingsgevoelige gebieden verwijzen naar de zones met een overstromingskans van 1 op 100 jaar (T100 – CIW (2013)).

Indicator 11 toont de mate waarin door de bosuitbreiding binnen het overstromingsgevoelige gebied in Vlaanderen zones waarbinnen het landgebruik combineerbaar is met periodieke overstromingen vanuit rivieren, toenemen of afnemen (zie Figuur 32, links). Die verandering in kombergend vermogen wordt vervolgens uitgedrukt in de vorm van een index, om de verschillen tussen de scenario's en ten opzichte van de begintoestand, te verduidelijken (zie Figuur 32, rechts).

Figuur 32: Verandering in kombergend vermogen ten gevolge van de bosuitbreiding

De bosuitbreiding blijkt in de drie scenario's tot een lichte afname in het kombergend vermogen binnen overstromingsgevoelige gebieden te leiden. Dit komt omdat het initieel agrarisch landgebruik een aantal landbouwteelten omvat met een hogere combineerbaarheidsscore (bv. cultuurgrasland, score 4; voedselrijke natte graslanden, score 5) dan dan de meeste bostypen (score 3). Enkel de van nature overstroombare elzenbroekbossen hebben eveneens een hoge combineerbaarheidsscore 5. Voor de bepaling van het bostype werd uitgegaan van de kaart van de Potentieel Natuurlijke Vegetatie (PNV). Die is gebaseerd op de bodemkaart en geeft weer welke

natuurlijke vegetatie zich zou kunnen ontwikkelen bij een natuurlijke verbossing. In een deel van het overstromingsgevoelige gebied volgens de T100-kaart, zouden volgens de PNV-kaart van nature eiken- en beukenbossen voorkomen, die minder goed combineerbaar zijn met periodieke overstromingen (combineerbaarheidsscore 3) of met hoge grondwaterstanden. Bosuitbreiding met bostypen op basis van de PNV-kaart zou dus leiden tot bossen die minder goed met overstromingen combineerbaar zijn dan de graslanden het huidige agrarisch landgebruik, of in de gebieden met natuurbeheer. Indien in gebieden die volgens de T100-kaart overstromingsgevoelig zijn, elzen-, essen-, wilgen- en populierbossen zouden worden gecreëerd in plaats van de bostypen van de PNV-kaart, zou het kombergend vermogen van deze gebieden toenemen.

Deze problematiek illustreert de spanning die bestaat, en verwacht wordt toe te nemen, tussen statische natuurdoelen op basis van historische bodemkenmerken, en de dynamiek van sociaal-ecologische systemen onder invloed van klimaatverandering (bv. zeespiegelstijging, veranderende neerslagpatronen en kans op overstromingen) en andere menselijke invloeden op het landschap (bv. urbanisatie, ruimtebeslag, bodemafdicthting en indijking van rivieren). Hoe statisch of dynamisch natuurdoelen in die context best worden ingevuld, is uiteindelijk een waardengebonden, politieke keuze.

Indicator 12: Vermeden erosie

Het vermijden van erosie is een regulerende ecosysteemdienst die sterk verweven is met de ecologische structuren en processen van andere watergebonden diensten, zoals waterretentie (zie bijlagen 6 en 7). In deze studie behandelen we enkel bodemerosie door water. Die ontstaat wanneer bodemdeeltjes door de impact van regendruppels en van oppervlakkig afstromend water worden losgemaakt en getransporteerd. Het bodemverlies door erosie heeft zowel on-site als off-site effecten (Sala & Paruelo, 1997). Op langere termijn leidt het tot een afname van de kwaliteit en de kwantiteit van landbouwbodems. Het getransporteerde sediment kan, wanneer het in urbaan gebied terechtkomt, overlast veroorzaken en noodzaakt de getroffen en/of de samenleving tot opruimen eventueel herstelkosten. Bijna één derde van het bodemverlies in Vlaanderen komt terecht in waterlopen. Ook hier kan brengt het ruimen van slib kosten met zich mee. Bovendien kan de sedimentstroom nutriënten en chemische verontreiniging bevatten, die de waterkwaliteit en bodemkwaliteit in stroomafwaartse gebieden verlaagt, wat opnieuw ecologische, maatschappelijke en economische kosten kan veroorzaken.

Indicator 12 geeft aan in welke mate de bosuitbreiding resulteert in bijkomende vermeden erosie (ton droge stof/ha). Naast topografie en bodemtype, is vooral het verschil in erosiepreventie tussen de oorspronkelijke en nieuwe vegetatie bepalend voor de hoeveelheid vermeden erosie in elk scenario. Bosuitbreiding op akker leidt, onder vergelijkbare topografische omstandigheden, dus tot een grotere reductie in erosierisico, of een grotere erosiepreventie, dan bosuitbreiding op een grasland. Daarnaast is de vermeden erosie ook afhankelijk van het gevoerde beheer, bv. de toegepaste bodembewerking. Dit komt uitvoeriger aan bod in de scenario's van het thema erosiebestrijding.

Figuur 33: Vermeden erosie (ton droge stof per jaar) ten gevolge van bosuitbreiding

Van de drie bosuitbreidingsscenario's leidt scenario 2 tot de grootste hoeveelheid vermeden erosie (zie Figuur 33). Dit heeft vooral te maken met de locatiekeuze van de IHD-bosuitbreiding die, in vergelijking met scenario 1, zich meer op landbouwgrond en meer in de Oost-Vlaamse en Vlaams-Brabantse leemstreek situeert. In scenario 1, dat

ruimtelijk focust op het vrijwaren van landbouwinkomsten, is ook de impact qua erosiepreventie het kleinst. Op schaal Vlaanderen is de oppervlakte van de bosuitbreiding in de drie scenario's relatief beperkt. Lokaal, en voor de beboste percelen, kan de erosiepreventie evenwel aanzienlijk zijn. In elk van de drie scenario's wordt op de beboste percelen ruim 99% van de bodemerosie vermeden (zie Figuur 34).

Figuur 34: Bosuitbreiding zorgt er in alle scenario's voor dat op de nieuwe boslocaties ruim 99% van de huidige bodemerosie vermeden wordt.

Indicatoren 13-14: Koolstofopslag in de bodem en de biomassa (klimaatregulatie)

We interpretern de ecosysteemdienst 'regulatie van globaal klimaat' als het verlagen van de atmosferische concentratie van koolstofdioxide (CO₂) door het vastleggen van koolstof in de vegetatie of in de bodem (Lettens et al., 2014). Koolstofopslag in de strooisellaag blijft buiten beschouwing. Ook andere effecten van vegetatiestructuren op het klimaat, zoals het vastleggen van andere broeikasgassen (bv. methaan, stikstofoxiden), veranderingen in het albedo-effect (weerkaatsing van zonnestralen) of veranderingen in evapotranspiratie door planten, worden hierin niet meegerekend, gezien de relatieve kleinschaligheid van de onderzochte landgebruiksveranderingen (Sala & Paruelo, 1997).

Indicator 13 toont de verandering in de organische koolstofvoorraad van de bodem, uitgedrukt in ton C per hectare (zie Figuur 35). De hoeveelheid organische koolstof in de bodem varieert in Vlaanderen hoofdzakelijk in functie van landgebruik, bodemtextuur en grondwaterstand (Meersmans et al., 2008) (zie paragraaf 4.3.3.1.3 en bijlage 8). De bosuitbreiding zorgt voor een toename in de voorraad bodemkoolstof van ongeveer 145.000 (scenario 3) tot 160.000 ton (scenario 1). De hogere toename in opslag van bodemorganische koolstof in scenario 1 is hoofdzakelijk te wijten aan de (voor bodemkoolstof) gunstiger locatie van de stadsbossen in dit scenario.

Uitgaand van de gemiddelde uitstoot van nieuwe personenwagens in Vlaanderen in 2015 (119 g CO₂/km of 32,139 g C/km, zie www.milieurapport.be) compenseert die extra koolstofopslag in de bodem éénmalig (zij het gespreid over meerdere decennia) de koolstofuitstoot van 4,5 (sc3) tot 5 (sc1) miljard voertuigkilometer. Dit is minder dan 10% van de ongeveer 60 miljard voertuigkilometer die in het jaar 2013 op Vlaamse wegen werd afgelegd (www.milieurapport.be). In verhouding tot de schaal van de maatschappelijke en economische activiteit in Vlaanderen, is dit klimaatteffect dus relatief beperkt.

Figuur 35: Toename van koolstofopslag in de bodem (ton C) door bosuitbreiding op akkers en graslanden.

Indicator 14 toont de verandering in de organische koolstofvoorraad in de biomassa, uitgedrukt in ton C per hectare per jaar (zie Figuur 36). De hoeveelheid biomassakoolstof is het grootst in bossen. Bij andere vegetaties is de koolstofopslag beduidend lager, wegens minder biomassa, en/of van kortere duur, wegens de kortere levenscyclus van niet-houtige gewassen. De verschillen tussen de scenario's wijken voor biomassakoolstof af van die voor de opslag van bodemkoolstof, door het grotere aandeel IHD-bos in scenario 3. Doordat voor IHD-bos een lagere oogstfactor werd verondersteld dan voor stadsbos (40% i.p.v. 50%), bevatten deze bossen meer bovengrondse biomassa. Dit zorgt voor een bijkomende koolstofopslag van 22.800 (sc1) tot 24.200 (sc3) ton C/jaar. Dit is vergelijkbaar met de emissies van 710.000 (sc1) tot 753.000 voertuigkilometer, of iets meer dan 1% van het aantal voertuigkilometer dat in Vlaanderen in 2013 werd gereden.

Figuur 36: Toename van de koolstofopslag in de biomassa (ton C/jaar) door bosuitbreiding op akkers en graslanden.

Indicator 15: % bevolking met nabij stadsgroen of stadsbos

Er bestaan geen wettelijke of door het beleid vastgelegde normen over welke oppervlakte groene ruimte, op welke afstand van zijn woonplaats, een Vlaming moet kunnen beschikken om gelukkig en gezond te kunnen leven. Een studie door Mens en Ruimte stelde in 1996 op basis van internationale literatuur een gewenste oppervlakte groene ruimte (natuur, bos en/of park) voor van 1 ha per 100 inwoners (Van Herzele et al., 2000). In ongeveer één op zes van de Vlaamse steden en gemeenten is dit momenteel niet het geval. Naarmate de bevolking aangroeit en de urbanisatie zich voortzet, mag een toename van het ruimtebeslag en van bevolkingspercentage zonder nabij groene ruimte worden verwacht. In de hoger vermelde studie werd ook een referentiekader voor bereikbare groene ruimte voorgesteld (zie Tabel 10).

Figuur 37 toont de invloed van de bosuitbreiding op het aandeel van Vlamingen en Brusselaars dat al dan niet beschikt over 60 ha stadsgroen op minder dan 3,2 km van hun woning, of 200 ha stadsbos op minder dan 5 km van hun woning. Momenteel (T0) beschikt bijna 20% van de bevolking niet over nabij stadsgroen, en 30% niet over een nabij stadsbos. Scenario 2 realiseert de grootste toename in nabije groene ruimte. Na de implementatie van dit

scenario zou nog 9% van de bevolking niet beschikken over nabij stadsgroen, en 23% niet over nabij bos. Scenario 1 realiseert de kleinste toename, waardoor nog 17% van de bevolking niet beschikt over nabij stadsgroen, en 29% niet over nabij stadsbos. De sterke toename van bosfragmenten in scenario 1 (zie indicator bosmorfologie) zorgt ervoor dat ook voor het creëren van stadsbossen scenario 1 minder goed scoort.

Tabel 10: Referentiekader voor bereikbare groene ruimten (Van Herzele et al., 2000)

Functieniveau	Maximumafstand	Minimumareaal
woongroen	< 150 m	
buurtgroen	< 400 m	> 1 ha
wijkgroen	< 800 m	> 10 ha
stadsdeelgroen	< 1.600 m	> 30 ha
stadsgroen	< 3.200 m	> 60 ha
stadsbos	< 5.000 m	> 200 ha

Figuur 37: Momenteel (T0) beschikt 20% van de Vlamingen niet over nabij stadsgroen, d.w.z. minstens 60 ha open of beboste groene ruimte op minder dan 3,2 km van de woonplaats. 30% heeft geen toegang tot nabij stadsbos, d.w.z. minstens 200 ha open of beboste groene ruimte op minder dan 5 km van hun woonplaats. In alle drie de scenario's vergroot het aanbod van nabij stadsgroen en stadsbos. In scenario 2 is die toename het grootst, in scenario 1 het kleinst.

De ruimtelijke spreiding van de bevolking zonder toegang tot nabij stadsbos en nabij stadsgroen wordt getoond in Figuur 38. In de gebieden met een geel-roodgradiënt heeft de bevolking geen toegang tot nabij stadsbos (> 200 ha), noch tot nabij stadsgroen (> 60 ha). De rode zones zijn de zones met de hoogste bevolkingsdichtheid (FOD Binnenlandse Zaken, 2013). Vooral in scenario 2, en in mindere mate ook in scenario 3, zorgt de bosuitbreiding er voor dat heel wat extra Vlamingen over nabij stadsgroen en stadsbos beschikken.

In de kaarten voor scenario 2 en 3 'verdwijnen' daardoor heel wat geel-rood gekleurde gebieden, bijvoorbeeld in de zuidelijke helft van West-Vlaanderen of ten zuiden van Antwerpen. Binnen de Vlaamse Ruit, bijvoorbeeld nabij Antwerpen blijven echter ook na de bosuitbreiding in alle scenario's grote delen urbaan gebied roze gekleurd. Het zijn gebieden waarvoor de bosuitbreiding te beperkt of gefragmenteerd is, of de hoeveelheid beschikbare open ruimte te beperkt, om naast stadsgroen ook voldoende stadsbos tot stand te brengen. In scenario 1 komt weinig bijkomend stadsbos of stadsgroen tot stand. Om de impact op landbouwinkomsten te beperken, is de bosuitbreiding meer gefragmenteerd, zodat er op weinig locaties clusters open groene ruimte van 60 ha of meer tot stand komen.

T0

Scen. 1

Scen. 2

Scen. 3

Figuur 38: De kaarten tonen in een geel-rood gradiënt de stedelijke gebieden en andere dichtbevolkte kernen waarbinnen de bevolking noch over voldoende stadsbos, noch over voldoende stadsgroen beschikt. De rode kleur toont de zones binnen die stedelijke gebieden met de hoogste bevolkingsdichtheid. Hier is de vraag naar meer stadsgroen en stadsbos het hoogst. Voor de inwoners van de de lichtroze gekleurde gebieden is er wel voldoende stadsgroen, maar niet voldoende stadsbos. Vooral in scenario 2 leidt de bosuitbreiding tot het verdwijnen of inkrimping van heel wat geel-rode gebieden met onvoldoende stadsgroen en stadsbos. Binnen de Vlaamse Ruit, bijvoorbeeld nabij Antwerpen, blijven er in alle scenario's wel grote roze gebieden, waarin de bevolking over stadsgroen beschikt maar niet over voldoende stadsbos.

Indicator 16: Landschapsaantrekkelijkheid voor recreatie

Indicator 16 toont de landschapsaantrekkelijkheid, op basis van een mix van gebiedseigen kenmerken zoals de natuurlijkheid van het landschap, de landschapsdiversiteit, het reliëf, de nabijheid van water en de erfgoedwaarde. Omgevingskenmerken zoals lawaai, horizonvervuiling en de nabijheid van industrie beïnvloeden de aantrekkelijkheid negatief (De Nocker et al., 2016). Deze kaart toont louter de aantrekkelijkheid op basis van het uitzicht, waarbij geen rekening is gehouden met bereikbaarheid en toegankelijkheid van de gebieden voor recreanten, via paden, routes of bezoekerscentra (zie bijlage 9).

Uit de onderstaande kaarten en aansluitende grafieken (zie Figuur 39) blijkt dat een bosuitbreiding van ongeveer 10.000 ha te beperkt is om op schaal Vlaanderen duidelijk waarneembare veranderingen in landschapsaantrekkelijkheid op te leveren. Wanneer we in zoomen op lokale projecten (zie Figuur 40) worden de veranderingen in landschapsaantrekkelijkheid wel beter zichtbaar.

Figuur 39: Vergelijking van de verandering in landschapsaantrekkelijkheid onder drie bosuitbreidingsscenario 's. De kaarten tonen, van boven naar beneden, de Ausgangssituatie T0, en de landschapsaantrekkelijkheid volgens scenario 1, 2 en 3. Een landgebruiksverandering van ongeveer 10.000 ha die gespreid wordt over heel Vlaanderen, is op dit schaalniveau moeilijk waarneembaar. De index maakt de verschillen tussen de scenario's beter zichtbaar.

Wanneer we de scores per aantrekkelijkheidsklasse integreren tot een index, blijkt dat de drie scenario's tot een kleine toename in landschapsaantrekkelijkheid leiden. Scenario 1 scoort op schaal Vlaanderen iets hoger dan de overige twee scenario's. De toename van bosfragmenten in de groene ruimte en in het agrarisch landschap, leidt er in het algemeen tot een grotere toename in landschapsdiversiteit dan in de twee andere scenario's, waar meer aaneengesloten boscomplexen worden gecreëerd. Door het gewicht van het criterium 'landschapsdiversiteit' bij de berekening van de indicator, weegt dit door in de totale score. Op lokale schaal kunnen de effecten van de bosuitbreiding volgens de verschillende scenario's sterk afwijken van dit gemiddeld effect op Vlaams niveau. Figuur 40 (drie rechtse kaarten) illustreert dit voor bosuitbreiding in de streek ten zuiden van Tielt, tussen Roeselare en Deinze. Scenario 1 zorgt hier voor een veeleer gefragmenteerde bosuitbreiding ten zuiden van Tielt. In scenario 2 wordt die bosuitbreiding sterker geclusterd in drie meer aaneengesloten boscomplexen. De drie linkse kaarten tonen ook voor twee van de drie scenario's de veranderingen in bosmorfologie, ten opzichte van de huidige toestand T0. In scenario 2 realiseert het meest westelijke project een bosuitbreiding rond een bestaand fragment oud bos, waardoor een boscomplex ontstaat waarbinnen de biodiversiteit, typisch voor oud bos, zich beter kan verspreiden. Meer oostelijk worden in scenario 2 twee clusters aaneengesloten nieuw kernbos gecreëerd.

Figuur 40: Veranderingen in bosmorfologie (links) en landschapsaantrekkelijkheid (rechts) van bosuitbreiding (scenario 1 en 2) ten zuiden van Tielt, tussen Roeselare en Deinze.

Indicator 17: Recreatieve bezoeken aan open groene ruimte

De invloed van bosuitbreiding op recreatieve bezoeken aan de open groene ruimte hangt niet enkel af van de verandering in landschapsaantrekkelijkheid. Ook de bereikbaarheid (afstand tot bewoond gebied) en de toegankelijkheid (aanwezigheid van paden, routes, bezoekerscentra) en de vraag naar recreatie, zowel lokaal als bovenlokaal, bepalen in welke mate een aantrekkelijk landschap ook daadwerkelijk door recreanten wordt gebruikt. Naarmate een landschappelijk aantrekkelijk gebied op grotere afstand ligt van gebieden van waaruit een vraag bestaat, zal het aantal bezoeken aan dat gebied kleiner zijn. Naarmate de aaneengesloten oppervlakte van dat gebied groter is, zal het meer bezoekers aantrekken, maar zal in het algemeen het aantal bezoekers per hectare kleiner zijn (zie bijlage 9). Indicator 17 toont de invloed van de bosuitbreiding op het aantal bijkomende recreatieve bezoeken naar de nieuwe boslocaties. De nettotoename van het aantal recreatieve bezoeken op schaal Vlaanderen is wellicht lager. Bosuitbreiding leidt immers niet enkel tot nieuwe bezoeken, maar kan verplaatsingen van bezoeken veroorzaken, bijvoorbeeld indien recreanten bij voorkeur nieuwe bossen dicht bij huis gaan opzoeken (Van Reeth et al., 2015). Doordat verschuivingen nog niet mee in deze indicator opgenomen, kan de economische waarde van recreatie overschat zijn. Anderzijds kunnen dergelijke verschuivingen wel een sociale meerwaarde hebben, bijvoorbeeld omdat recreatie in nabij groen voor een groter deel van de bevolking mogelijk is. Er kan ook een ecologische meerwaarde zijn, bijvoorbeeld indien daardoor de recreatieve druk (aantal bezoekers per hectare) in bepaalde intens bezochte gebieden afneemt. Hiervoor is verder onderzoek nodig.

Scenario twee leidt tot de grootste toename in aantal recreatieve bezoeken (zie Figuur 41). Dit is vooral het gevolg van de uitbreiding van stadsbos en stadsgroen nabij dicht bevolkte gebieden, wat ook de intentie was van dit scenario. De tweede grootste toename aan recreatieve bezoeken vindt plaats in scenario 1, wat gedeeltelijk verklaard kan worden door de positieve invloed van de bosfragmenten op landschapsaantrekkelijkheid (zie indicator 16). Doordat geen grote clusters aaneengesloten stadsbos nabij stedelijke gebieden worden gecreëerd, is de impact van de stadsbosuitbreiding op het aantal bezoeken beperkt. Scenario 3, dat de kleinste oppervlakte stadsbosuitbreiding voorziet, kent ook de kleinste toename in aantal recreatieve bezoeken. De IHD-bosuitbreiding in scenario 3 richt zich op het verbinden en vergroten van oude boskernen, niet op de uitbreiding van stadsbos nabij dichtbevolkte gebieden.

Figuur 41: Toename van het aantal recreatieve bezoeken per jaar naar de nieuwe boslocaties. Het aandeel van de IHD-bosuitbreiding en van de stadsbosuitbreiding verschilt in de drie scenario's. De grootste totale toename in recreatieve bezoeken wordt verwacht in het tweede scenario.

4.4.3 Economische waarden

Deze paragraaf toont voor zes van de zeven geanalyseerde ecosysteemdiensten hoe veranderingen in het ecosysteemdienstenaanbod zich zouden vertalen in economische marktwwaarden. Voor twee op de markt verhandelde ecosysteemdiensten, met name voedselproductie en houtproductie, is die economische waarde afgeleid van reële markttransacties van deze diensten. De regulerende en culturele ecosysteemdiensten, met name luchtzuivering, erosiepreventie, koolstofopslag en recreatie, hebben veeleer het karakter van publieke goederen, waardoor hun waarde niet direct uit markttransacties kan worden afgeleid. Hiervoor werden andere economische waarderingsmethoden gebruikt. Voor een overzicht van dergelijke methoden, zie Van Reeth et al. (2014a). Onder indicator 18 en 19 bespreken we de invloed van de bosuitbreiding op de economische waarde van voedselproductie. Vervolgens vergelijken we die waarde met de waardeveranderingen voor vijf andere producerende, regulerende en culturele ecosysteemdiensten (indicator 20).

Indicator 18: Economische waarde voedselproductie – brutosaldo

De ecosysteemdienst voedselproductie omvat in principe enkel de productie van plantaardige en dierlijke organismen die rechtstreeks of onrechtstreeks (via de omzetting van voeder naar vlees, melk en eieren) worden gebruikt voor het voorzien in de menselijke voedingsbehoeften (Van Gossum et al., 2014). Omdat een aantal landbouwteelten zowel voor voedsel en veevoer als voor andere doeleinden kan worden gebruikt (bv. koolzaad als energiegewas; vlas voor vezels) werden in deze studie de niet-voedselteelten eenvoudigheidshalve onder de noemer voedselproductie samengenomen.

Indicator 18 toont de invloed van bosuitbreiding op de economische waarde van de voedselproductie op basis van het brutosaldo, in euro per hectare per jaar. Dit omvat de bruto-opbrengst op basis van de gemiddelde oogsthoeveelheid en de gemiddelde marktprijs, verminderd met de variabele kosten. Voor een afname van de productieve oppervlakte geeft deze indicator de overeenkomstige afname in bruto-opbrengst en in variabele productiekosten (bv. zaaigoed, brandstof, meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen). Van het brutosaldo zijn dan nog de vaste kosten niet in mindering gebracht. Die omvatten de overige betaalde non-factor kosten (bv. kosten aan gebouwen, machines, verzekeringen), de afschrijvingen (als toewijzing van investeringskosten over de jaren) en de vergoeding van de eigen en vreemde (aangekochte) productiefactoren (vergoeding van de eigen arbeid van de landbouwer plus loonkosten van vaste arbeid, betaalde intrest op vreemd kapitaal plus de fictieve intrest op eigen kapitaal, en de betaalde pacht op vreemde gronden plus de fictieve pacht op eigen gronden). Wanneer bijvoorbeeld een landbouwer een premie zou ontvangen op basis van het gederfde brutosaldo, wordt hij vergoed voor zijn vaste kosten en voor zijn niet gerealiseerde inkomsten en winst. Dat kan bijvoorbeeld in een situatie waarin een landbouwer weet dat hij niet kan beschikken over zijn perceel. In dat geval zal hij ook geen variabele kosten maken voor dit perceel, maar blijft hij wel geconfronteerd met zijn vaste kosten en zal hij bovendien op dat perceel geen inkomen of winst kunnen realiseren (Van der Straeten & Deuninck, 2016). Er wordt dan wel verondersteld dat door het niet beschikbaar zijn van dit perceel, de overige gemaakte kosten niet verloren zijn, en het bedrijf blijft voortbestaan. De berekeningswijze wordt verder toegelicht in bijlage 3.

Bij de uitwerking van bosuitbreidingsscenario 1 werd ernaar gestreefd om door een gerichte locatiekeuze bij de IHD-bosuitbreiding het verlies aan inkomsten voor professionele landbouwers te beperken, in vergelijking met de twee andere scenario's. Een vergelijking van de impact op de brutosaldi tussen scenario 1 en 2 (zie Figuur 42) toont inderdaad dat er, voor eenzelfde oppervlakte IHD-bosuitbreiding, in scenario 1, zes miljoen euro minder landbouwinkomsten verloren gaan dan in het op recreatie gerichte scenario 2. Het totaal aan gederfde landbouwinkomsten ligt daardoor in scenario 1, met ongeveer 12 miljoen euro per jaar, één derde lager dan in scenario 2. Het meer ecologisch gerichte scenario 3 ligt qua gederfde landbouwinkomsten in dezelfde grootteorde als scenario 2. Hoewel de uitbreiding van stadsbos in scenario 1 qua oppervlakte veel beperkter is dan de IHD-bosuitbreiding, is de impact ervan op de landbouwinkomens veel groter. Dit komt doordat de stadsbossen werden geplaatst met het oog een uitbreiding van de groene ruimte nabij stedelijke gebieden, dus uitsluitend op percelen met hobby- en professionele landbouw, en niet in gebieden die reeds in natuurbeheer zijn.

In deze studie werd nog geen analyse van de impact op hobbylandbouw nagegaan, noch in maatschappelijke, noch in economische termen. Hiervoor is verder onderzoek nodig.

Figuur 42: Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de bosuitbreiding, op basis van het brutosaldo.

Indicator 19: Economische waarde voedselproductie - factorinkomen

Bij de berekening van het factorinkomen worden van het bruto inkomen niet alleen de variabele kosten afgetrokken (cf. brutosaldo hierboven), maar ook de overige betaalde non-factorkosten en de afschrijvingen (zie definitie bij indicator 18 hierboven). Het resulterende factorinkomen omvat dan nog de vergoeding voor alle ingezette productiefactoren, zowel de vergoeding van de eigen productiefactoren van het bedrijf (vergoeding eigen arbeid, fictieve rente op eigen kapitaal, en de fictieve pacht op grond) als de vergoeding van de aangekochte of vreemde productiefactoren (bv. betaalde vaste arbeid, betaalde intresten op vreemd kapitaal, en betaalde pacht). Wanneer bijvoorbeeld een landbouwer een vergoeding zou ontvangen op basis van het gedeelde factorinkomen, wordt hij vergoed voor alle ingezette productiefactoren en winst, na aftrek van alle variabele kosten, betaalde non-factorkosten en afschrijvingen. Daarbij wordt dan, in tegenstelling tot het brutosaldo, verondersteld dat het bedrijf niet blijft voortbestaan, en dat de landbouwer geen variabele kosten en ook geen vaste kosten meer zal maken voor een bepaald perceel. In de landbouweconomische literatuur weerspiegelt dit kengetal de werkelijke vergoeding die de markt voorziet voor de ingezette productiefactoren, en weerspiegelt dit bedrag de economische waarde van de teelt op langere termijn vanuit het perspectief van de samenleving (Van der Straeten & Deuninck, 2016). Zoals bij het brutosaldo resulteert bosuitbreidingsscenario 1 ook in termen van gedeeld factorinkomen in het kleinste economisch verlies, en scenario 2 in het grootste (zie Figuur 43). Doordat voor de berekening van het factorinkomen ook de betaalde non-factorkosten en afschrijvingen in mindering worden genomen, is het verlies beperkter dan bij het brutosaldo en situeert het zich tussen 7 (scenario 1) en 8,8 (scenario 2) miljoen euro.

Figuur 43: Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de bosuitbreiding, op basis van het factorinkomen.

Indicator 20: Economische waarde van veranderingen in voedselproductie, houtproductie, luchtzuivering, vermeden erosie, koolstofopslag en recreatie

We onderzochten de impact van de bosuitbreiding op het aanbod van zeven ecosystemendiensten: voedselproductie (incl. een aantal niet-voedselteelten, bv. vlas), houtproductie, luchtzuivering, vermeden erosie, beperking overstromingsrisico, koolstofopslag en groene ruimte voor recreatie. Voor zes van deze diensten kon de economische waarde van de verandering (toe- of afname) in het dienstenaanbod worden geraamd. Vooraleer op die waarden in te gaan, past het hier enkele kanttekeningen bij te plaatsen, die relevant zijn voor de interpretatie van de hierna besproken waarden.

In sommige gevallen is die raming onvolledig. Zo werd voor luchtzuivering enkel de economische waarde van de afvang van fijn stof berekend, en niet die van andere pollutanten zoals stikstofdioxide. Voor klimaatregulatie werd enkel gekeken naar veranderingen in koolstofopslag, maar niet naar andere broeikasgassen of klimaat effecten. Dit leidt tot een mogelijke onderwaardering voor deze diensten. Voor recreatie kon de economische waarde van de bijkomende recreatie op de nieuwe boslocaties worden bepaald, maar nog niet de eventuele afname van recreatie op andere locaties, bv. doordat recreanten dicht bij huis kunnen gaan wandelen of fietsen. Dit leidt tot een mogelijke overwaardering van deze dienst. Voor alle ecosystemendiensten berust de waardering op een aantal aannames over factoren waarover weinig gegevens beschikbaar zijn, of de wetenschappelijke kennis nog

onvolledig. Voorbeelden hiervan zijn de volumes en prijzen op de informele houtmarkt, en de verwachte impact van de klimaatverandering.

Verder dient rekening te worden gehouden met enkele schaafeffecten. De analyse concentreert zich op de economische baten op schaal Vlaanderen. Dit betekent dat de waardering gebeurt op basis van gewestelijke of streekgemiddelden, die niet altijd adequaat lokale waarden weerspiegelen. Een waardering op schaal Vlaanderen is dan ook onvoldoende voor het accuraat afwegen van landgebruiksveranderingen of individuele projecten op lokale schaal. Bovendien zijn er sterke verschillen tussen de drie scenario's inzake de ruimtelijke spreiding van de bosuitbreiding over gemeenten en provincies (zie indicatoren 1 en 2). Hierdoor kan ook de verhouding tussen de baten van de verschillende ecosysteemdiensten op provinciaal en lokaal niveau sterk afwijken van degene die in indicator 25 wordt getoond. Voor sommige ecosysteemdiensten zijn de effecten en waarden vrij uniform op schaal Vlaanderen (bv. koolstofopslag) terwijl voor andere diensten de effecten een uitgesproken lokaal karakter hebben (bv. erosiepreventie). Een verandering van schaal kan ook om die reden de verhoudingen tussen de verschillende ecosysteemdiensten doen afwijken van die voor Vlaanderen.

Wanneer we de economische waarde van de verandering in ecosysteemdiensten voor de drie scenario's per dienst bekijken, domineren in elk scenario de baten van voedselproductie en luchtzuivering, en in mindere mate die van recreatie en koolstofopslag (zie Figuur 44). De economische baten van houtproductie zijn beperkt ten opzichte van de overige diensten. De waarde van erosiepreventie kan lokaal erg aanzienlijk zijn (zie indicator 12, Figuur 34) maar is voor een landgebruiksverandering van ongeveer 10.000 ha op schaal Vlaanderen vrij beperkt. Bovendien zijn voor erosiepreventie de on-site waarde-effecten van bodembehoud meegerekend (Sala & Paruelo, 1997).

Figuur 44: Overzicht van de economische waarde van bosuitbreiding, op basis van de verwachte veranderingen in zes ecosysteemdiensten.

Bij investeringsanalyses en bij beslissingen over transacties op financiële markten, is de netto (actuele) waarde van alternatieve investeringskeuzen een courant gebruikte indicator. Indien we, op basis van de 6 economisch gewaardeerde veranderingen in ecosysteemdiensten, de nettobaten van de drie scenario's met elkaar vergelijken, levert dit enkele opmerkelijke vaststellingen op. In de eerste plaats leidt de bosuitbreiding in elk scenario voor vijf van de zes ecosysteemdiensten tot een toename in het aanbod, met name voor houtproductie, luchtzuivering, vermeden erosie, koolstofopslag en recreatie. Dit genereert positieve economische baten. Voor voedselproductie is er een afname van het dienstenaanbod, wat resulteert in negatieve economische baten voor deze dienst, en voor de belanghebbenden die er professioneel voor vergoed worden.

Ten tweede blijken de economische nettobaten in de drie scenario's positief. Dit maakt elk scenario een op economische gronden verdedigbare optie. Daarbij levert het eerste scenario met ongeveer 23,3 miljoen euro per jaar de hoogste nettobaten op. Het tweede scenario genereert jaarlijks 19,5 miljoen euro, en scenario drie 11,5 miljoen euro per jaar. De baten/kosten-ratio bedraagt daarmee 2,9 voor scenario 1; 2 voor scenario 2; en 1,6 voor het derde scenario. In deze cijfers werd voor waardering van voedselproductie uitgegaan van het bruto saldo. Dit betekent dat voor elke euro vergoeding aan landbouwers voor gedeelde inkomsten ten gevolge van bosuitbreiding, er, afhankelijk van het scenario 1,6 tot 2,8 euro economische baten zouden gerealiseerd worden. Die baten zouden

ten goede komen aan de beheerders/eigenaars van de bossen, de omwonenden en gebruikers ervan, of de samenleving als geheel, en wel onder de vorm van opbrengst uit houtproductie, preventie van erosie, betere luchtkwaliteit door afvang van fijn stof, mitigatie van de klimaatopwarming door verhoogde koolstofopslag, of een aantrekkelijker landschap met bijkomende recreatiemogelijkheden. Indien we deze analyse maken op basis van het gederfde factorinkomen, dan genereert scenario 1 nettobaten van 28,76 miljoen euro per jaar (b/c-ratio 5), scenario twee 28,4 miljoen euro per jaar (b/c-ratio 4,2) en scenario drie 21 miljoen euro per jaar (b/c-ratio 3,5).

Zoals elders aangegeven vertegenwoordigen deze economische kengetallen 'ruilwaarden': economische waardering veronderstelt dat uiteenlopende voor- en nadelen vergelijkbaar zijn, op basis van de monetaire waarde die ze vertegenwoordigen (zie paragraaf 4.2.2 en (Van Reeth et al., 2014a)). Daardoor wordt, vanuit een macro-welvaartseconomisch perspectief, een toename in bijvoorbeeld houtproductie, gecombineerd met extra luchtzuivering en koolstofopslag, evenwaardig beschouwd met een daling in voedselproductie. Dergelijke analyse maakt abstractie van enkele belangrijke maatschappelijke gevolgen van esd-veranderingen. In de eerste plaats heeft een verschuiving tussen ecosysteemdiensten ten gevolge van een landgebruiksverandering, ongelijke effecten voor verschillende groepen belanghebbenden (bv. professionele landbouwers, hobbylandbouwers, stedelingen, ...). Bovendien zijn er momenteel geen marktmechanismen, beleidsinstrumenten of andere institutionele arrangementen voorzien die, op dergelijke schaal compenserende financiële stromen voorzien om benadeelde belanghebbenden adequaat te vergoeden voor de voordelen die andere belanghebbenden, of de samenleving als geheel, zouden ondervinden.

4.4.4 Conclusie

Uit de analyse van de onderzochte waarde-indicatoren blijkt dat elk van de drie scenario's het best scoort voor die criteria of waarden waarvoor het werd ontworpen. De bosuitbreiding volgens scenario 1 resulteert in een lager verlies aan voedselproductie en landbouwinkomsten dan in de twee andere scenario's. Scenario 2 realiseert nabij stadsgroen en stadsbos voor het grootste aantal Vlamingen, wat zich ook vertaalt in een hogere economische waarde voor recreatie dan in de andere twee scenario's. Scenario drie tenslotte resulteert in betere kansen voor biodiversiteit, gebonden aan zeldzaam geworden, oud bos, dan scenario 1 en 2.

Verder valt op dat in alle scenario's de economische meerwaarde, door de toename van ecosysteemdiensten ten gevolge van de bosuitbreiding, groter is dan de economische kost door gederfde inkomsten uit landbouwproductie. Die meerwaarden en kosten zijn maatschappelijk echter ongelijk verdeeld over verschillende groepen belanghebbenden. De bestaande marktmechanismen, beleidsinstrumenten en andere institutionele arrangementen zorgen er niet voor dat de benadeelde belanghebbenden gecompenseerd worden door de bevoordeelde belanghebbenden.

Geïntegreerde waardering kan helpen om, naast die doelvariabelen, ook andere maatschappelijk of politiek belangrijke neveneffecten in het debat te betrekken. Qua neveneffecten levert scenario 1, op basis van de afvang van fijn stof, de hoogste toename in het aanbod en baten van luchtzuivering. Scenario 2 levert hogere volumes en economische baten qua houtproductie en vermeden erosie, althans op schaal Vlaanderen. Wanneer we op de verbetering van het aanbod luchtzuivering in de meer verontreinigde gebieden in Vlaanderen focussen, is scenario 2 beter voor de afvang van fijn stof en scenario 1 beter voor de afvang van stikstofdioxide. Scenario 3 resulteert in de grootste toename in koolstofopslag en de daarmee samenhangende baten, en in de grootste oppervlakte met verbeterde waterretentie. Welk scenario resulteert in de grootste komberging (met het oog op een beperking van het overstromingsrisico) hangt af van de bosbeheerdoelstellingen (het gekozen bostype).

De geïntegreerde waardering van deze bosuitbreidingsscenario's is relevant voor Vlaamse beleidsmakers en belanghebbenden. De aannames en keuzes in deze waarderingsstudie over (1) de schaal van de bosuitbreiding (de 10.000 ha), (2) de prioritering bij de locatiekeuzes (de 3 kijkrichtingen) en (3) de 20 waarde-indicatoren kunnen worden aangepast in functie van politieke voorkeuren of accenten of nieuwe inzichten. Dit kan aanleiding geven tot andere scenario's, andere patronen van bosuitbreiding met andere ecologische, maatschappelijke en economische gevolgen. Maar ook net daardoor kan geïntegreerde waardering van alternatieve scenario's, de dialoog tussen beleidsverantwoordelijken en diverse maatschappelijke betrokkenen ondersteunen. Door te expliciteren welke landgebruiksveranderingen op basis van welke waarden en criteria moeten worden vergeleken, helpt de procedure om rond die keuzen duidelijkheid te creëren. Daardoor kunnen ze beter op hun ecologische, maatschappelijke en economische consequenties te onderzoeken. Indien transparantie gewenst is in politieke en maatschappelijke besluitvorming, kan geïntegreerde waardering daar bij helpen. Niet zozeer door het debat te objectiveren, wel door beleidsverantwoordelijken en betrokkenen te vragen helder te zijn omtrent de waarden waarmee ze dat debat willen inkleuren.

4.5 Resultaten waardering erosiebestrijding

4.5.1 Ecologische waarden

We vergelijken de ecologische impact van de landgebruiksveranderingen aan de hand van de vijf waarde-indicatoren die ook voor het thema bosuitbreiding werden gebruikt. Voor de impact op andere ecosysteemkenmerken, zoals waterkwaliteit of bodembiodiversiteit, is verder onderzoek nodig.

Indicator 1: Bosuitbreiding

Figuur 45 (indicator 1) toont de ruimtelijke spreiding en het type van maatregelen voor de drie erosiebestrijdingsscenario's. De meeste maatregelen concentreren zich op de hellingen van de leemstreek en zandleemstreek in de zuidelijke helft van Vlaanderen, van het West-Vlaamse Heuvelland tot in Haspengouw. Enkel de omvorming naar permanent grasland met het oog op opslag van bodemorganische koolstof (klimaatregulatie) vindt toepassing in de polders, wegens de zware kleibodems, en in grote delen van de Vlaamse zandstreek en de Kempen.

Figuur 45: Drie erosiebestrijdingsscenario's van verschillende oppervlakte en met verschillende erosiebestrijdingsmaatregelen, volgens alternatieve prioriteiten en criteria

Indicator 2: Bosuitbreiding per provincie

De bosuitbreiding in het derde scenario vindt plaats op percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico, op de hellingen in de zuidelijke helft van Vlaanderen. Daardoor leidt het derde erosiebestrijdingsscenario niet tot een bosuitbreiding in de provincie Antwerpen (Figuur 46). Een grote concentratie van die percelen bevindt zich in Vlaams-Brabant in de regio tussen Brussel en Leuven en ten zuidwesten van Tienen. Verder plaatst het scenario bosuitbreiding in de Oost-Vlaamse regio tussen Oudenaarde en Ronse, in het West-Vlaamse Heuvelland en in Limburgs Haspengouw. De grootste relatieve stijging in de bosbedekkingsgraad zou zich voordoen in Vlaams-Brabant (zie Figuur 47).

Figuur 46: Bosuitbreiding per provincie in scenario 3.

Figuur 47: Bosuitbreiding per provincie in scenario 3, ten opzichte van de oppervlakte reeds bestaand bos.

Indicator 3: Bosconnectiviteit

De bosuitbreiding in het derde scenario leidt tot een toename in de bosconnectiviteit, maar vooral tussen bossen die geen oud bos bevatten. De boscomplexen die enkel recent bos bevatten, nemen in oppervlakte toe van ongeveer 96.000 ha tot 118.000 ha, of een toename met 23% (zie Figuur 48, boven). De boscomplexen die oud bos bevatten, nemen met minder dan 2% toe, van 51.400 ha tot 52.300 ha (zie Figuur 48, onder). De gemiddelde oppervlakte van de boscomplexen die oud bos bevatten, stijgt daardoor van 29 ha naar 30 ha. Ter vergelijking, bij de bosuitbreidingsscenario's besproken in paragraaf 4.4.1, werd met een totale bosuitbreiding van minder dan 10.000 ha, een veel grotere toename in bosconnectiviteit tussen oude bossen gerealiseerd (zie Figuur 20).

Figuur 48: Toename in bosconnectiviteit in erosiebestrijdingsscenario 3.

Indicator 4: Bosmorfologie

In tegenstelling tot de drie bosuitbreidingsscenario's, richt de bebossing van landbouwpercelen in het derde erosiebestrijdingsscenario's zich niet op de verbinding van bosfragmenten. Het bosuitbreidingspatroon in dit scenario toont dan ook vooral een toename van bosranden en bosfragmenten en minder van boskern. Van de ongeveer 25.000 ha bosuitbreiding heeft 21.500 ha betrekking op bosranden en bosfragmenten, terwijl de oppervlakte boskern met ongeveer 3.500 ha toeneemt. Dit geeft aan dat de oppervlakte van de afzonderlijke boscomplexen veeleer beperkt blijft. Doordat die bebossing ruimtelijk geconcentreerd is op de meer erosiegevoelige hellingen van de (zand)leemstreek, neemt de bosbedekkingsgraad op landschapsniveau in dit deel van Vlaanderen aanzienlijk toe. Doordat bovendien een zekere afwisseling met agrarisch landgebruik behouden blijft in het landschap, heeft dit vooral een positief effect op de landschapsaantrekkelijkheid (zie indicator 15, Figuur 63) en biedt het ook kansen voor de aan bos gebonden soorten die zich makkelijker over grotere afstanden kunnen verspreiden, zoals vogels en zoogdieren.

Figuur 49: Verandering in bosmorfologie in erosiebestrijdingsscenario 3.

Indicator 5: Ecosysteemveranderingen

Het eerste scenario brengt quasi geen ecosysteemveranderingen mee (zie Figuur 50). De erosiebestrijdingsmaatregelen in dit scenario houden vooral een aanpassing van de bodembewerking in. Het betreft niet-kerende bodembewerking en het inzaaien van een bodembedekker op akker- en maïsteelt. Enkel de aanleg van 236 ha grasbufferstrook op de percelen met een zeer hoog erosierisico impliceert een ecosysteemverandering van akker- en tuinbouw naar grasland (niet waarneembaar in Figuur 50).

In scenario 2 wordt ongeveer 28.000 ha akker- en tuinbouw (incl. tijdelijk, ingezaaid grasland) op percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico omgevormd naar grasland. De ongeveer 70.800 ha niet-kerende bodembewerking op percelen met een medium of laag erosierisico houdt geen ecosysteemverandering in.

Het derde scenario is qua ecosysteemverandering is het meest verregaande, omdat alle erosiebestrijdingsmaatregelen een ecosysteemverandering impliceren. Ongeveer 27.800 ha akker- en tuinbouw (excl. tijdelijk, ingezaaid grasland) op percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico wordt omgevormd naar 'klimaatbos'. Voorts worden tijdelijke, ingezaaide graslanden op die percelen omgevormd tot permanent grasland. Ook op de percelen met een medium, laag en verwaarloosbaar erosierisico gebeurt een omvorming van akker- en tuinbouw naar permanent grasland. Die ecosysteemverandering wordt echter enkel doorgevoerd voor die percelen waar een opslagcapaciteit van minstens 30 ton koolstof per hectare wordt verwacht. Dit zijn vooral de meer vochtige, zwaardere bodems in de polders en in valleigebieden (zie Figuur 45). De ecosysteemveranderingen in scenario 3 hebben naast erosiebestrijding ook klimaatregulatie (toename van de koolstofopslag in bodem en/of biomassa) tot doel. Vermits de ecosysteemveranderingen in scenario 2 en 3 veel ingrijpender en omvangrijker zijn dan in scenario 1, wordt in die twee scenario's ook een veel grotere impact op (de inkomsten uit) de ecosysteemdienst voedselproductie verwacht (zie verder, indicatoren 18 en 19).

Figuur 50: Invloed van de erosiebestrijdingsmaatregelen op de oppervlakte van de ecosystemen.

4.5.2 Maatschappelijke waarden

Indicator 6: Landgebruiksveranderingen

Doordat de erosiebestrijdingsmaatregelen in het eerste scenario zich focussen op een bijsturing in de bodembewerking, zonder een verdere aanpassing in de landbouwteelten, toont indicator 6 geen landgebruiksveranderingen voor dit scenario. Zoals bij de vorige indicator, Ecosysteemveranderingen, is de omzetting van 136 ha akker-, maïs- en groententeelt naar grasbufferstroken te beperkt om zichtbaar te zijn in de onderstaande grafiek (zie Figuur 51). In scenario 1 wordt er op percelen met een zeer hoog erosierisico 123 ha akkerteelt, 104 ha maïs, 4 ha groententeelt en 5 ha hobbylandbouw (akker) omgezet in grasbufferstroken. Welke landbouwgewassen er precies onder deze teeltgroepen vallen, wordt toegelicht in bijlage 2, Tabel 13.

In scenario 2 wordt akker-, maïs- en groententeelt op percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico omgevormd naar permanent grasland. Dit leidt tot een afname in akkerteelt met ongeveer 22.800 ha, tot een afname in de oppervlakte maïsenteelt met ongeveer 9.000 ha en tot een afname van de groententeelt met 1.100 ha. Ook wordt ongeveer 350 ha akkers met hobbylandbouw omgevormd naar permanent grasland.

In scenario 3 verdwijnt er op percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico 14.800 ha akkerteelt, 9.000 ha maïsenteelt, 1.100 ha groententeelt en 350 ha hobbylandbouw (akkers) ten voordele van ruim 25.000 ha klimaatbos. Verder worden op percelen met een medium, laag of verwaarloosbaar erosierisico en een potentiële voorraad bodemorganische koolstof van minstens 30 ton per hectare de bestaande teelten omgevormd naar permanent grasland. Het gaat daarbij om ruim 64.300 ha akkerteelt (incl. tijdelijk, ingezaaid grasland op percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico), 36.100 ha maïsenteelt, 4.000 ha groententeelt en 970 ha hobbylandbouw, ten voordele van 105.600 ha permanent grasland. Dit scenario impliceert een fundamentele hertekening van het agrarisch landgebruik op erosiegevoelige bodems en/of op bodems met een hoge potentie voor koolstofopslag in de bodem. De landbouweconomische consequenties in termen van gedeelde inkomsten uit voedselproductie worden besproken in de indicatoren 18 en 19.

Figuur 51: De verschillende prioriteiten en ambitieniveaus in de drie erosiebestrijdingsscenario's leiden tot uiteenlopende landgebruiksveranderingen.

Indicator 7: Houtproductie

De bosuitbreiding op percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico leidt tot een toename in houtproductie van bijna 30.000 m³. Dit lijkt eerder weinig, gezien het feit dat de bosuitbreiding plaatsvindt op vruchtbare landbouwgrond, en omdat de bosuitbreidingsscenario's van ongeveer 10.000 ha (zie paragraaf 4.4.2, indicator 7) ongeveer 40.000 m³ extra houthoogst opleverden. Het lagere volume aan houtproductie in het derde erosiebestrijdingsscenario vloeit voort uit de keuze voor een beperkte oogstfactor (10%), om de bosuitbreiding meer te laten bijdragen aan de opslag van koolstof in biomassa. Indien voor een hogere oogstfactor wordt gekozen, zal het volume houtproductie toenemen, ten nadele van het volume aan koolstofopslag in deze bossen.

Figuur 52: Verandering in houtproductie (m³/jaar).

Indicator 8: Luchtzuivering - Afvang van fijn stof

Van de drie erosiebestrijdingsscenario's leiden enkel het tweede en derde tot veranderingen in de afvang van fijn stof (PM₁₀) door ecosystemen. De omvorming van akker-, maïs- en groententeelt naar permanent grasland zorgt in het tweede scenario voor een bijkomende afvang van fijn stof op schaal Vlaanderen van 132 ton per jaar (zie Figuur

53). Bij die berekening is ervan uitgegaan dat een hectare grasland (27 kg PM₁₀/ha) meer fijn stof afvangt dan een hectare akker- of groententeelt (9 kg PM₁₀/ha), maar minder dan een hectare maïs (45 kg PM₁₀/ha). De bijkomende afvang van fijn stof bij de omvorming van akker-, maïs- en groententeelt naar permanent grasland zal dus groter zijn naarmate het agrarisch landgebruik in de initiële situatie T0 een kleiner aandeel maïs omvat. Uit indicator 6 Landgebruiksveranderingen (zie Figuur 51) bleek dat bij scenario 2 relatief meer akker- en groententeelt dan maïs wordt omgevormd naar grasland, waardoor volgens deze methode het netto-effect op de afvang van fijn stof licht positief uitvalt. De grotere oppervlakte permanent grasland en vooral de bosuitbreiding zorgen in het derde scenario voor een bijkomende afvang van fijn stof van 1.244 ton, wat drie keer meer is dan in het eerste bosuitbreidingsscenario (zie paragraaf 4.4.2, indicator 8).

Figuur 53: Toename in afvang van fijn stof (PM10) ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen.

Er bestaat nog onenigheid in de literatuur en tussen ESD-gebaseerde tools over de mate waarin verschillende vegetaties fijn stof capteren. Zoals hierboven aangegeven stellen Liekens et al. (2013) dat maïs meer fijn stof afvangt dan grasland, en grasland meer dan akker- en groententeelt. Neirynck en Stevens (2014) daarentegen rekenen zowel aan maïs als aan akker- en groententeelt een iets grotere ruwheidslengte toe dan aan graslanden. Daardoor zou in scenario 2 de omvorming van akker-, maïs- en groententeelt naar permanent grasland de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie licht doen dalen, en dus tot een iets kleinere afvang van fijn stof leiden. We baseerden ons op deze tweede methode om de impact van de drie scenario's binnen zones met overschrijding van de WGO-norm voor fijn stof na te gaan (20 mg/m³, zie paragraaf 4.4.2, indicator 8, Figuur 27).

Bossen hebben een veel hogere ruwheidslengte dan graslanden en andere landbouwteelten. Daardoor leidt de 35.200 ha klimaatbos in scenario 3 tot een sterke toename in de ruwheidslengte, die de (eventuele) lichte afname door de omvorming naar grasland ruimschoots compenseert. Het grootste deel van die landgebruiksveranderingen voor erosiebestrijding van scenario 3 situeren zich evenwel buiten de zones waarin de jaargemiddelde concentratie van fijn stof de WGO-norm wordt overschreden. Daardoor verandert de gemiddelde ruwheidslengte in die zones maar weinig (zie Figuur 54). Om te bepalen of dit een invloed heeft op de economische waardering van deze ecosysteemdienst, is verder onderzoek wenselijk.

Figuur 54: Veranderingen in de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, in zones waarbinnen de WGO-norm voor fijn stof (PM 10) wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om polluenten in de lucht, in casu fijn stof, af te vangen.

Indicator 9: Luchtzuivering - Stikstofdioxide

De zones waarin de jaargemiddelde concentratie stikstofdioxide de WGO-norm overschrijdt, verschillen aanzienlijk van die voor fijn stof (vergelijk Figuur 29 met Figuur 27 in paragraaf 4.4.2). Daardoor situeert een veel groter deel van de bosuitbreiding in scenario 3 zich wel binnen de zones met normoverschrijding voor stikstofdioxide, bijvoorbeeld nabij Kortrijk of rond Brussel en Leuven. De ruwheidslengte van de vegetatie neemt dan ook duidelijk toe in het derde scenario. Om de impact hiervan op de gezondheid in te schatten (bv. in aantal gezonde levensjaren), of in termen van vermeden kosten voor gezondheidsschade, is verder onderzoek nodig. De toegenomen capaciteit van de ecosystemen om stikstofdioxide uit de lucht te filteren, is daarom nog niet meegenomen bij de raming van de economische baten van de toegenomen luchtzuivering (zie indicator 20). De erosiebestrijdingsmaatregelen in scenario 1 en 2 hebben slechts een beperkte invloed op de ruwheidslengte van de vegetatie, zodat hun impact voor deze ecosystemendienst beperkt is.

Figuur 55: Veranderingen in de gemiddelde ruwheidslengte van de vegetatie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, in zones waarbinnen de WGO-norm voor stikstofdioxide wordt overschreden. De ruwheidslengte is een maat voor de capaciteit van het ecosysteem om pollutanten, in casu stikstofdioxide, in de lucht af te vangen.

Indicator 10: Beperking overstromingsrisico - retentie van regenwater

De relatieve impact van de erosiebestrijdingsmaatregelen op de waterretentie is in de drie scenario's vrij vergelijkbaar. In scenario 1 en 2 leidt de aangepaste bodembewerking, al dan niet in combinatie met de omvorming naar permanent grasland, op 28% van de oppervlakte tot een verbeterde waterretentie. In scenario 3 leidt de bosuitbreiding in combinatie met de omvorming van teelten naar permanent grasland tot een verbeterde waterretentie op 32% van de oppervlakte. Gezien het grote verschil in de oppervlakte van de erosiebestrijdingsmaatregelen tussen de drie scenario's (zie Figuur 15), wordt in het tweede (5.600 ha) en vooral derde scenario (31.000 ha) een veel grotere oppervlakte met verbeterde waterretentie gerealiseerd. Hiervan mag een positieve invloed worden verwacht in termen van verbeterde kwaliteit van het oppervlaktewater, verminderde sedimentatie en verminderd overstromingsrisico in (onder meer) de bekkens van de Dender, de Dijle en de Demer. Om die impact nauwkeuriger in te schatten is verder onderzoek nodig. De economische betekenis hiervan in de vorm van vermeden ruims- en storkosten werd wel meegenomen bij de berekening van indicator 20.

Figuur 56: Toename in waterretentie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen.

Indicator 11: Beperking overstromingsrisico - komberging bij overstromingen

We drukken het kombergend vermogen van een overstromingsgevoelig gebied uit in een score van 1 (landgebruik is niet verplaatsbaar en niet combineerbaar met overstromingen) tot 5 (landgebruik is aangepast aan overstroming) (zie bijlage 6). De erosiebestrijdingsmaatregelen in het eerste scenario hebben geen invloed op het kombergend vermogen van de betrokken percelen, omdat die zich niet in overstromingsgevoelig gebied bevinden (zie bijlage 6). Dit geldt eveneens voor de meeste percelen waarop de erosiebestrijdingsmaatregelen van het tweede scenario betrekking hebben. Slechts 15 ha van de percelen die omgevormd worden naar permanent grasland, liggen in overstromingsgevoelig gebied. In het derde scenario ligt echter ongeveer 65.600 ha van de 105.600 ha tot grasland omgevormde percelen in overstromingsgevoelig gebied. Voor die percelen stijgt de combineerbaarheid van het agrarisch landgebruik met overstromingen van 3 naar 4 (zie Figuur 57). Mits verder onderzoek kan voor deze gebieden de concrete impact van die toegenomen komberging op vermeden of verminderd overstromingsrisico in nabijgelegen urbane gebieden worden gemodelleerd (zie bv. Schneiders et al. (2014)).

Figuur 57: Verandering in het kombergend vermogen ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen.

Indicator 12: Vermeden erosie

De uiteenlopende schaal en ambitieniveaus van de drie scenario's voor erosiebestrijding, leiden ertoe dat ook de vermeden erosie in de drie scenario's van een verschillende grootteorde is. Figuur 58 toont de toename in vermeden erosie ten opzichte van de maatregelen die reeds in het huidige beleid zijn voorzien ('de referentiesituatie'). In het huidige beleid zijn landbouwers reeds verplicht om maatregelen te nemen op 'paarse' en 'rode' percelen, met respectievelijk een zeer hoog en hoog erosierisico. Ze kunnen hierbij vrij kiezen uit een aantal maatregelen. We gingen uit van een referentiesituatie waarin landbouwers reeds de volgende erosiepreventiemaatregelen toepassen. Op rode percelen: drempels bij ruggenteelt, niet-kerende bodembewerking en groenbedekker bij de niet-graangewassen, niet-kerende bodembewerking bij granen, 80% bodembedekking bij hop en geen maatregelen bij hobbylandbouw. Op paarse percelen: bijkomende grasbufferstrook bij ruggenteelt en niet-graangewas en groenbedekker bij graangewas. Scenario 1 houdt een lichte verstrenging van die referentiesituatie in, doordat de standaard niet-kerende bodembewerking en groenbedekker ook verplicht wordt

voor hobbylandbouw en graangewassen op rode percelen, en op paarse percelen voor deze teelten ook een grasbufferstrook wordt verplicht. Die beperkte verstrenging leidt in scenario 1 tot een bijkomende vermeden erosie van bijna 21.000 ton droge stof per jaar, op een oppervlakte van ongeveer 25.500 ha.

Figuur 58: Vermeden erosie (ton droge stof per jaar) ten gevolge van aangepaste bodembewerking (geel), omvorming naar permanent grasland (lichtgroen) of omvorming naar klimaatbos (donkergroen).

In scenario 2 resulteert een omvorming naar permanent grasland op een iets grotere oppervlakte (32.300 ha, wegens de toevoeging van tijdelijk, ingezaaid grasland in deze maatregel) in een vermeden erosie van 258.000 ton droge stof. De bijkomende maatregelen in scenario 2 resulteren in een bijkomende vermeden erosie van ruim 359.000 ton droge stof. Het gaat over niet-kerende bodembewerking op ongeveer 71.000 ha percelen met een medium tot laag erosierisico. In totaal zou daarmee in het tweede scenario een erosievolume van meer dan 616.000 ton droge stof worden vermeden.

De hoeveelheid vermeden erosie in scenario 3 door op rode en paarse percelen ongeveer 25.000 ha klimaatbos te planten, is vergelijkbaar met die van de permanente graslanden in scenario 2, nl. 248.000 ton droge stof. De uitgebreide oppervlakte permanent grasland in scenario 3 (105.500 ha) levert een veeleer beperkt volume aan vermeden erosie van 179.000 ton droge stof op. Er wordt immers enkel op percelen met een hoge potentie aan opslag van bodemorganische koolstof permanent grasland gecreëerd. Die situeren zich veeleer in de lageregelegen, vochtige bodems met zwaardere textuur, dan op de meer erosiegevoelige hellingen. Het effect van die omzetting naar grasland in scenario 3 komt dan ook beter tot uiting bij de bespreking van de volgende ecosysteemdienst, koolstofopslag (klimaatregulatie) (zie Figuur 60).

We vergelijken verder de extra vermeden erosie bij toepassing van de maatregelen volgens de drie scenario's, met de erosie die verwacht wordt bij toepassing van het huidig beleid (de referentiesituatie, zie hoger). In scenario 1 kan door de lichte verstrenging van de bestaande maatregelen op de percelen met zeer hoog erosierisico, nog 16% extra erosie worden vermeden, en op de percelen met een hoog erosierisico zo'n 7,5%. Doordat we ervan uitgaan dat in de huidige situatie reeds in belangrijke mate niet-kerende bodembewerking wordt toegepast op paarse en rode percelen, bedraagt de gemiddelde doeltreffendheid van dit scenario 1 in het verder reduceren van de bestaande erosie slechts 8,3% (zie Figuur 59). In scenario 2 voorkomt de omvorming naar permanent grasland op de paarse en rode percelen 94,5% van de huidige erosie. Op de percelen met een medium tot laag erosierisico zorgt de aangepaste bodembewerking in scenario 2 voor een preventie van 81%. De gemiddelde effectiviteit van scenario 2 ligt met 86% dan ook veel hoger dan die van scenario 1. In scenario 3 voorkomt de aanleg van klimaatbos 99,5% van de erosie op de beboste percelen. De permanente graslanden voorkomen 96% van de plaatselijke erosie, wat de gemiddelde effectiviteit van het derde scenario op 98% brengt. De verstrenging van de erosie maatregelen in scenario 2 en 3 leidt dus tot een aanzienlijk grotere erosiepreventie dan de huidige.

Figuur 59: De erosiebestrijdingsmaatregelen zorgen er in alle scenario's voor dat op de percelen waarop de maatregelen worden uitgevoerd, een deel van de huidige bodmerosie (die nog optreedt bij toepassing van het bestaand beleid) wordt vermeden. Vooral de omvorming naar permanent grasland (scenario 2 en 3) en de omvorming naar klimaatbos (scenario 3) zorgen voor een bijkomende preventie van erosie ten opzichte van de huidige situatie.

Indicatoren 13-14: Koolstofopslag in de bodem en de biomassa (klimaatregulatie)

De aangepaste bodembewerking in scenario 1 en 2 resulteert volgens recent onderzoek in Vlaanderen veeleer in een herverdeling (stratificatie) van de bodemorganische koolstof tussen de bovenste en dieperliggende bodemlagen, dan in een bijkomende koolstofopslag in de bodem (zie paragraaf 4.3.3.1.3). Op basis van die bevinding werd aan deze maatregelen geen toename in de bodemorganische koolstof toegeschreven. Scenario 1 leidt dus niet tot een wezenlijke toename van het gehalte bodemkoolstof. Er is wel een beperkte toename van 2.800 ton koolstof onder de aangelegde grasbufferstroken, maar dit komt niet tot uiting in Figuur 60)

In scenario 2 wordt op de percelen met een hoog tot zeer hoog erosierisico 28.000 ha akker-, maïs- en groententeelt omgezet naar permanent grasland. Op percelen met een medium tot laag erosierisico wordt 5.300 ha tijdelijk ingezaaid grasland omgezet naar permanent grasland. Die omzettingen creëren op middellange termijn een bijkomende koolstofopslag in de bodem van 477.000 ton koolstof.

De 25.200 ha klimaatbos in scenario 3 laat 290.000 ton koolstofopslag toe, onder de 105.600 ha permanent grasland bedraagt de bijkomende opslag bodemkoolstof 5,5 miljoen ton. Scenario 3 realiseert daarmee een totale bijkomende stock bodemkoolstof van 5,8 miljoen ton. Dit volume komt overeen met de koolstofuitstoot van 180,5 miljard voertuigkilometer (o.b.v. de gemiddelde uitstoot van nieuwe personenwagens), drie maal wat er jaarlijks aan voertuigkilometer wordt gereden.

Figuur 60: Toename van koolstofopslag in de bodem (ton C) door erosiebestrijdingsmaatregelen op percelen in landbouwgebruik.

Figuur 61 toont de verandering in de jaarlijkse koolstofopslag in biomassa. Voor de omschakeling van akker-, maïs- en groententeelt naar permanent grasland beschouwen we deze als verwaarloosbaar, wat een beperkte onderschatting inhoudt. Daardoor wordt enkel de koolstofopslag in de biomassa van het klimaatbos in rekening

gebracht. Die bedraagt bijna 118.000 ton koolstof per jaar, vergelijkbaar met 6% van de jaarlijkse emissie van het jaarlijks aantal voertuigkilometer in Vlaanderen.

Figuur 61: Toename van koolstofopslag in de biomassa (ton C/jaar) door erosiebestrijdingsmaatregelen op percelen in landbouwgebruik.

Indicator 15: % bevolking met nabij stadsgroen of stadsbos

Van de drie scenario's voor erosiebestrijding heeft enkel het derde een invloed op de hoeveelheid stadsgroen of stadsbos. Ondanks de relatief grote toename in bosoppervlakte, verandert het aanbod van stadsbos of stadsgroen vrij weinig, in vergelijking met de drie bosuitbreidingsscenario's (zie paragraaf 4.4.2, indicator 15, Figuur 37). Door de aanleg van het klimaatbos in de leem- en zandleemstreek stijgt het percentage Vlamingen met nabij stadsgroen van 81% naar 83%, en met een nabij stadsbos van 70% naar 75%. Die toenames zijn grotendeels toe te schrijven aan de klimaatbossen in de omgeving van Kortrijk, Brussel en Leuven.

Figuur 62: Door de omvorming van akker-, maïs- en groententeelt tot klimaatbos in scenario 3 stijgt het aandeel Vlamingen met nabij stadsgroen van 81% naar 83% en het aandeel Vlamingen met nabij stadsbos van 70% naar 75%. In scenario 1 en 2 blijven deze percentages ongewijzigd ten opzichte van de huidige situatie (T0).

Indicator 16: Landschapsaantrekkelijkheid voor recreatie

In de methode voor het bepalen van landschapsaantrekkelijkheid wordt geen onderscheid gemaakt tussen de aantrekkelijkheid van akker-, maïs- en groententeelt of graslanden in landbouwgebruik (De Nocker et al., 2016). Bijgevolg nemen we aan dat de landgebruiks- en ecosysteemveranderingen van scenario 1 en 2 geen invloed hebben op de landschapsaantrekkelijkheid voor recreatie. Dit is anders voor scenario 3. De omvorming van akker-, maïs en groententeelt naar een klimaatbos verhoogt de score voor landschapsaantrekkelijkheid. Doordat de bosuitbreiding zich bovendien concentreert in de zuidelijke helft van Vlaanderen, is die impact op bovenlokaal niveau vrij goed zichtbaar. Figuur 63 toont het zuiden van de provincies West- en Oost-Vlaanderen en Vlaams-Brabant, tussen de (rode) stedelijke kernen van Kortrijk, Gent en Brussel. De klimaatbossen in het agrarische landschap leiden er tot een toename van de gebieden met een middelmatige, hoge en zeer hoge aantrekkelijkheid en een afname van de gebieden met lage aantrekkelijkheid.

Figuur 63: Verandering in landschapsaantrekkelijkheid in scenario 3 (onderste kaart) ten opzichte van de huidige toestand (bovenste kaart). De kaarten tonen de regio's van de Vlaamse Ardennen en het Pajottenland, tussen Kortrijk en Brussel.

Indicator 17: Recreatieve bezoeken aan open groene ruimte

Doordat we er van uitgaan dat de aanpassingen in bodemgebruik en de uitbreiding van permanent grasland in landbouwgebruik geen invloed heeft op de landschapsaantrekkelijkheid voor recreatie, verwachten we in scenario 1 en 2 ook geen invloed op het aantal recreatieve bezoeken aan deze gebieden. Van de klimaatbossen verwachten we wel dergelijke impact, hoewel het op dit ogenblik moeilijk is om die precies in te schatten. De toename van de landschapsaantrekkelijkheid van een aantal gebieden leidt niet enkel tot een toename van het aantal bezoeken aan die gebieden, maar ook tot een afname van bezoeken aan andere gebieden (verplaatste bezoeken). We houden,

zoals bij de scenario's voor bosuitbreiding, momenteel enkel rekening met de bijkomende bezoeken aan de nieuwe boslocaties, zodat de netto-impact op het aantal bezoeken mogelijk licht overschat is. Dit vraagt verder onderzoek. Bij de creatie van 35.200 ha toegankelijk klimaatbos wordt een toename van 50.000 jaarlijkse bezoeken per jaar verwacht rond de nieuwe boslocaties. Dit is eerder weinig, in vergelijking met de veel grotere toenames in bezoekersaantallen bij de eerder besproken bosuitbreidingsscenario's (zie paragraaf 4.4.2, indicator 17, Figuur 41). Die scenario's concentreerden de bosuitbreiding op een kleinere afstand van dichtbevolkte, bosarme bevolkingskernen, waar de vraag naar ruimte voor recreatie groter was, en het aanbod aan recreatief groen kleiner.

Figuur 64: Toename van het aantal recreatieve bezoeken naar de nieuwe boslocaties.

4.5.3 Economische waarden

Indicator 18: Economische waarde voedselproductie – brutosaldo

De beperkte uitbreiding van de erosiebestrijdingsmaatregelen in scenario 1 ten opzichte van het bestaand beleid, heeft eveneens een beperkte weerslag op de economische waarde van de voedselproductie. In indicator 18 waarden we het inkomstenverlies voor de landbouwer op basis van het brutosaldo, of de bruto-opbrengst van de landbouwer min de variabele kosten. Bij deze indicator veronderstellen we dat de landbouwactiviteit blijft voortbestaan, zodat de vaste kosten niet verloren zijn. Daardoor moet hij enkel vergoed worden voor zijn vaste kosten en voor zijn niet gerealiseerde inkomsten en winst (zie bijlage 3). In de praktijk kan dit onder de vorm van een subsidie of premie. De vergoeding bedraagt dan minstens het brutosaldo met eventueel een bijkomende premie op basis van de economische meerwaarde van de toegenomen bundel aan ecosysteemdiensten (zie verder, indicator 20).

De aangepaste bodembewerking op percelen met een (zeer) hoog erosierisico leidt tot gederfde landbouwinkomsten (brutosaldo) ter waarde van 1,25 miljoen euro per jaar (zie Figuur 65). 37% van dit verlies, of 460.000 euro per jaar, doet zich voor op (paarse) percelen met een zeer hoog risico; 63%, of 786.000 euro per jaar, op de andere (rode) percelen.

In scenario 2 loopt de gederde bruto-opbrengst voor de landbouwer op tot 3 miljoen euro per jaar. Ongeveer 2,3 miljoen euro opbrengst aan voedselproductie gaat verloren door de toepassing van gewijzigde bodembewerking op 65.500 ha (oranje en gele) percelen met een medium tot laag erosierisico. De omzetting van 28.018 ha akker-, maïs- en groententeelt naar permanent grasland op (rode en paarse) percelen met een (zeer) hoog erosierisico en van 5.325 ha tijdelijk, ingezaaid grasland naar permanent grasland op (oranje en gele) percelen met een medium tot laag erosierisico, brengt een daling in het brutosaldo van 0,7 miljoen euro per jaar mee. Rekening houdend met de grote oppervlakte in landgebruiksverandering (omzetting naar grasland), blijft de inkomstendaling in scenario 2 veeleer beperkt. Dit vloeit voort uit het feit dat grasland in alle landbouwstroken een brutosaldo oplevert dat weinig afwijkt van dat van maïs, en zelfs hoger uit valt dan dat van de gemiddelde akkerteelt. Vooral de omzetting van groententeelt naar grasland gaat gepaard met erg grote verliezen, maar in scenario 2 blijft die verandering in landgebruik relatief beperkt (zie indicator 6).

In scenario 3 blijkt het inkomstenverlies van een totaal andere grootteorde dan in scenario 2 (zie Figuur 65). Door de omvorming van 25.200 ha (paarse en rode) percelen met een (zeer) hoog erosierisico gaat een brutosaldo ter waarde van bijna 43 miljoen euro per jaar verloren. Samen met het verlies door de omvorming van teelten naar permanent grasland op potentieel koolstofrijke bodems (> 30 ton C/ha) zou het gederfde brutosaldo door verloren voedselproductie voor de landbouwers in scenario 3 oplopen tot bijna 47 miljoen euro per jaar.

Figuur 65: Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, op basis van het bruto saldo.

Tabel 11: Economische waarde van voedselproductie op basis van het bruto saldo, per landbouwstreek. De landgebruiksveranderingen van scenario 1 en 2 situeren zich binnen de zandleemstreek, de leemstreek en de weidestreek (Voeren). De omvorming naar permanent grasland in scenario 3 situeert zich vooral in de polders, de Vlaamse zandstreek en de Kempen (Bron: eigen berekening aan de hand van data van Landbouwmonitoringnetwerk en Eenmalige percelenregistratie, 2010-2014).

Bruto saldo (euro/ha.jaar)	groenten	fruit	akker	gras	mais
Duinen	€ 2.268	€ -	€ 1.218	€ 1.723	€ 1.793
Kempen	€ 3.267	€ 10.076	€ 1.312	€ 1.981	€ 2.116
Leemstreek	€ 2.559	€ 10.883	€ 1.598	€ 1.601	€ 1.639
Polder	€ 2.598	€ 11.487	€ 1.557	€ 1.723	€ 1.793
Vlaamse zandstreek	€ 6.159	€ 11.214	€ 1.383	€ 1.758	€ 1.836
Weidestreek	€ 1.853	€ 10.179	€ 1.421	€ 1.953	€ 2.080
Zandleemstreek	€ 5.450	€ 10.910	€ 1.502	€ 1.693	€ 1.755

Indicator 19: Economische waarde voedselproductie - factorinkomen

Wanneer we veronderstellen dat door de erosiebestrijdingsmaatregelen de landbouwactiviteit niet kan worden voortgezet, dienen voor de raming van het verlies aan economische waarde van het bruto saldo ook de overige betaalde non-factorkosten en de afschrijvingen in mindering te worden gebracht. Het resultaat van die berekening omvat dan nog de vergoeding van de eigen productiefactoren van het bedrijf en van de aangekochte of vreemde productiefactoren (zie bijlage 3).

Het verschil tussen het factorinkomen (zie Tabel 12) en het bruto saldo verschilt per landbouwteelt en per landbouwstreek, naargelang de vaste kosten (bv. kapitaalsinvesteringen) die voor de teelten in die streek nodig zijn. In alle streken zijn de vaste kosten voor akkerbouw lager dan voor andere teelten, waardoor het verschil tussen het factorinkomen en het bruto saldo voor akkerbouw veeleer beperkt is. Veel van de akkerbouwgerelateerde kosten maken deel uit van de variabele kosten (bv. bodembewerking, plaagbestrijding, ...) zijn dus reeds in mindering gebracht bij de berekening van het bruto saldo. De vaste kosten voor gras en vooral maïs zijn hoger, doordat de kosten van de veehouderij hier in vervat zitten. Vooral in de landbouwstreken met een groter aandeel melkvee (bv. Kempen), is het verschil tussen het bruto saldo en het factorinkomen groter (zie bijlage 3). In de streken met een meer kapitaalintensieve groententeelt (bv. Vlaamse zandstreek, zandleemstreek) is het verschil tussen het bruto saldo en het factorinkomen groter dan in de landbouwstreken met een minder kapitaalintensieve groententeelt (bv. leemstreek, weidestreek). Een gedetailleerde analyse van de landbouweconomische impact per landbouwstreek valt buiten het bestek van dit rapport. We halen de hierboven vermelde verschillen kort aan om te wijzen op het

belang van een streekgebonden en zelfs lokale analyse van de voorkomende landbouwpraktijk, indien een waarderingsstudie wordt opgezet voor lokale projecten. Die hier getoonde indicatoren van de economische waardeveranderingen of welvaartseffecten voor voedselproductie, geven een algemeen beeld van de impact op schaal Vlaanderen, en kunnen afwijken van de effecten in een bepaalde regio.

Tabel 12: Economische waarde van voedselproductie op basis van het factorinkomen, per landbouwstreek (Bron: eigen berekening aan de hand van data van Landbouwmonitoringnetwerk en Eenmalige perceelsregistratie, 2010-2014)

Factorinkomen (euro/ha.jaar)	groenten	fruit	akker	gras	mais
Duinen	€ 991	€ -	€ 842	€ 703	€ 537
Kempen	€ 1.929	€ 5.537	€ 949	€ 829	€ 695
Leemstreek	€ 1.691	€ 6.358	€ 1.268	€ 644	€ 462
Polder	€ 1.162	€ 6.994	€ 1.119	€ 703	€ 537
Vlaamse zandstreek	€ 3.146	€ 6.686	€ 1.054	€ 720	€ 558
Weidestreek	€ 1.225	€ 5.680	€ 1.011	€ 815	€ 678
Zandleemstreek	€ 2.929	€ 6.380	€ 1.044	€ 689	€ 519

De totale waardedaling voor voedselproductie in termen van verminderd factorinkomen is voor scenario 1 vergelijkbaar met die op basis van het brutosaldo en bedraagt 1,26 miljoen euro per jaar (zie Figuur 66). Voor de erosiebestrijdingsmaatregelen in scenario 2, meer bepaald de omvorming naar permanent grasland, is de daling van het factorinkomen van een andere grootteorde en bedraagt 9,6 miljoen euro per jaar. Het totale economisch waardeverlies voor voedselproductie in scenario 2 loopt op tot 12 miljoen euro per jaar. De hoge vaste kosten voor veeteelt maken dat het factorinkomen dat verbonden is met permanent grasland gevoelig lager uitvalt dan dat voor akker- en groententeelt (zie Tabel 12). Het het economisch nadeel bij een omvorming naar permanent grasland in termen van factorinkomen is dan ook groter dan dat in termen van brutosaldo (zie Tabel 11). In scenario 3 leiden de erosiebestrijdings- en klimaatmaatregelen in de vorm van permanent grasland en klimaatbos tot een daling in het factorinkomen van bijna 50 miljoen euro per jaar. Iets meer dan de helft hiervan is te wijten aan de omvorming naar klimaatbos. De omvorming van akker-, maïs- en groententeelt en van tijdelijk ingezaaid grasland naar permanent grasland zorgt voor een daling in het factorinkomen van bijna 23 miljoen euro per jaar.

Figuur 66: Afname in de economische waarde van voedselproductie ten gevolge van de erosiebestrijdingsmaatregelen, op basis van het factorinkomen.

Indicator 20: Economische waarde van veranderingen in voedselproductie, houtproductie, luchtzuivering, vermeden erosie, koolstofopslag en recreatie

In de laatste indicator vergelijken we de gedeerde inkomsten uit voedselproductie met de economische waarde van vijf andere ecosystemendiensten, waarvan het aanbod door (een aantal van de) erosiebestrijdingsmaatregelen toeneemt. Het gaat daarbij om houtproductie (enkel in scenario 3), luchtzuivering (vooral in scenario 3), vermeden ruims- en stortkosten van geërodeerde landbouwgrond en sediment (in alle scenario's), toegenomen koolstofopslag (vooral in scenario 2 en 3) en recreatieve waarde (enkel in scenario 3) (zie Figuur 67).

Figuur 67: Overzicht van de economische waarde van erosiebestrijding volgens drie scenario's, telkens op basis van de verwachte veranderingen in zes ecosysteemdiensten. De bovenste grafiek waardeert het verlies aan voedselproductie op basis van gedeerde brutosaldi, in de veronderstelling dat landbouwbedrijven hun activiteiten voortzetten. De onderste grafiek waardeert voedselproductie op basis van gedeerde factorinkomens, in de veronderstelling dat getroffen landbouwbedrijven hun landbouwactiviteit stopzetten (voor een meer gedetailleerde voorstelling, zie bijlage 10).

Zowel in scenario 1 als in scenario 2 blijken de economische baten voor de samenleving in de vorm van vermeden ruimings- en stortkosten door de verminderde erosie, groter dan de gedeerde inkomsten uit voedselproductie. Zelfs in scenario 1, waar de effectiviteit van de bijkomende erosie maatregelen vrij beperkt bleek ten opzichte van wat bij het huidige beleid reeds aan erosie wordt vermeden (zie indicator 12, Figuur 59), zijn de bespaarde ruimings- en stortkosten ruim 2,5 maal hoger dan de gedeerde landbouwinkomsten. In scenario 2 zijn de vermeden ruimings- en stortkosten 3,5 tot 13 maal hoger dan de gedeerde landbouwinkomsten, afhankelijk of het factorinkomen dan wel het brutosaldo in aanmerking wordt genomen. In beide gevallen is een vergoeding door de belanghebbenden die baat ondervinden bij de verminderde erosiekosten aan de landbouwers, ter compensatie van het gedeerde brutosaldo, economisch het meest efficiënte alternatief. De nettobaten van scenario 2 vallen zelfs nog iets hoger uit, indien de baten van de toegenomen luchtzuivering door permanente graslanden, en van de toegenomen opslag van bodemkoolstof onder die graslanden, in aanmerking wordt genomen. Vooral over de (relatief beperkte) baten van luchtzuivering bestaat in dit scenario nog onzekerheid, omdat verschillende auteurs andere effecten toekennen aan verschillende landbouwteelten (zie paragraaf 4.5.2, indicator 8). Ook de baten van de toegenomen koolstofopslag zijn in werkelijkheid sterk afhankelijk van de lokale bodemcondities, die door drainage, grondverzet of andere bewerkingen kunnen afwijken van de kenmerken die de bodemkaart daarover aangeeft (zie bijlage 7).

In scenario 3 volstaan de vermeden ruimings- en stortkosten door de verminderde erosie niet om de gedeerde inkomsten uit voedselproductie te vergoeden. Dit komt in belangrijke mate doordat de grootschalige omzetting naar permanent grasland op laaggelegen percelen met zware texturen (bv. in de polders) wel aanleiding geeft tot sterk verminderde landbouwinkomsten maar weinig oplevert inzake vermeden erosiekosten. De baten van permanent grasland buiten de erosiegevoelige hellingen van de leem- en zandleemstreek situeren zich veeleer in de toegenomen koolstofopslag. De economische waarde van de bijkomende koolstofopslag in de bodem onder permanent grasland alleen al (5,5 miljoen ton C, zie 4.5.2, indicator 13) wordt in scenario 3 geraamd op ruim 19,3 miljoen euro per jaar (zie Figuur 67). Dit is bijna vijf maal meer dan het gedeerde brutosaldo (3,9 miljoen euro per jaar) dat de omvorming naar permanent grasland meebrengt. Vermits de baten van een verbeterde globale klimaatregulatie aan alle Vlamingen ten goede komen, zou het economisch efficiënt zijn om voor landbouwers die hun akker-, mais- of groententeelt omvormen tot permanent grasland, de gedeerde landbouwinkomsten (brutosaldi) te vergoeden op basis van een klimaatpremie die gefinancierd wordt vanuit die volledige samenleving.

De economische waarde van de klimaatbossen in scenario 3 door de toegenomen houtproductie (30.000 euro per jaar), de vermeden erosiekosten (17 miljoen euro per jaar) en de toegenomen koolstofopslag in bodem en biomassa (20 miljoen euro per jaar), overtreffen het gedeerde factorinkomen ten gevolge van klimaatbos (26,6 miljoen euro per jaar). Indien daar de baten van de toegenomen afvang van fijn stof worden aan toegevoegd (71 miljoen euro per jaar) overtreft de economische waarde van de klimaatbossen ook het gedeerde brutosaldo ten gevolge van klimaatbos (42,8 miljoen euro per jaar).

Ook indien we ons beperken tot de ecosysteemdiensten houtproductie, vermeden erosie en toegenomen koolstofopslag, overtreffen de baten van de totale landgebruiksverandering in scenario 3 (67 miljoen euro per jaar) de waarde van het gedeerde brutosaldo (46,8 miljoen euro) of van het gedeerde factorinkomen (49,6 miljoen euro) van de landbouwers. Indien we daar de baten van bijvoorbeeld verbeterde luchtzuivering, verhoogde recreatieve waarde, verbeterde waterretentie, toename in het kombergend vermogen, verbeterde waterkwaliteit of vermeden on-site kosten van bodemverlies aan zouden toevoegen, neemt de economische meerwaarde van scenario 3, en in mindere mate ook die van scenario 2 en 1, nog verder toe.

De vraag dient gesteld hoe zeker of betrouwbaar, en hoe volledig deze economische ramingen zijn. Qua volledigheid verdient het zeker aanbeveling om een meer uitgebreide ketenanalyse door te voeren. Naast de impact op landbouwinkomens, hebben veranderingen in landbouwteelten immers ook een economische weerslag in de volgende schakels van de agro-voedselketen. Ook de ecologische impact, bv. op het klimaat, gaat verder dan enkel de verandering in landbouwteelt in Vlaanderen. Grootschalige veranderingen in landbouwteelten zoals in scenario 2 en vooral 3, raken ook aan andere aspecten van het landbouw- en voedselsysteem, bv. de prijzen van veevoeder, de import van soja, de klimaatimpact van grondgebonden veeteelt of de nood aan productie voor exportmarkten. De vraag in welke mate de huidige markt dergelijke landgebruiksveranderingen kan absorberen, en in hoeverre meer fundamentele transitie in andere sectoren nodig zijn, werd in deze waarderingsstudie niet onderzocht. Maar het in aanmerking nemen van niet-vermarkte ecosysteemdiensten zoals koolstofopslag, luchtzuivering, recreatie en diverse watergebonden diensten, levert alleszins al een vollediger plaatje op dan het beslissen over agrarisch landgebruik op basis van enkel de prijzen en verwachte afzetmogelijkheden van vermarkte ecosysteemdiensten als voedsel, voedergrassen of materialen.

Qua betrouwbaarheid zijn de methoden voor de waardering van niet vermarkte ecosysteemdiensten zeker nog voor verbetering vatbaar, zowel wat betreft de kennis over de biofysische 'productiefuncties' en de diensten die zij opleveren, als over de waarde van die diensten voor de samenleving. Onzekerheden over die waarde hinderen echter ook de waardering van de meer traditionele, vermarkte landbouwproducten, onder meer door de volatiliteit van marktprijzen, de snelle technologische veranderingen, en de onzekerheid over consumentenvoorkeuren op langere termijn. De keuze om niet vermarkte ecosysteemdiensten dan maar helemaal niet te waarderen, gezien de onzekerheid over de berekende waarden, kan aanleiding geven tot grotere fouten in de economische, politieke en maatschappelijke besluitvorming, dan het beslissen op basis van onvolledige, onzekere waarden.

4.5.4 Conclusie

Zowel de minimalistische als maximalistische scenario's voor erosiebestrijding als de drie bosuitbreidingsscenario's, beschrijven landgebruiksveranderingen die tot een nettotoename in de economische waarde van ecosysteemdiensten leiden. Ze brengen evenwel ook een daling in de waarde van een aantal vermarkte ecosysteemdiensten mee, meer bepaald in de productie van voedsel, voedergewassen, materialen en energie uit landbouwteelten. Werken met natuur loont voor de samenleving als geheel, maar beloont niet alle betrokkenen op financieel vlak. In een steeds verder 'vermarktende samenleving' (zie paragraaf 4.2.2) leidt een focus op enkel vermarkte ecosysteemdiensten tot suboptimale keuzen. Op korte termijn, of voor bepaalde belanghebbenden, verhogen ze vooral het aanbod en de waarde van die vermarkte ecosysteemdiensten. Op langere termijn verhogen ze het risico dat de maatschappelijke en economische waarde van de onderliggende ecosystemen, en van het totale pakket aan ecosysteemdiensten, wordt aangetast.

In beide thema's valt het op dat private landgebruikers, op basis van de gangbare marktmechanismen, weinig of geen incentive hebben om over te schakelen op landgebruiken die voor hen inkomensverlies meebrengen en voor andere belanghebbenden, of voor de samenleving als geheel, maatschappelijke en economische voordelen. De economisch precaire situatie waarin heel wat betrokkenen in de landbouwsector zich bevinden, en de druk vanuit de urbane ruimte op hun activiteit, maakt het investeren in natuurlijke ecosystemen nog minder evident, vooral omdat de voorbije jaren op dit vlak al heel wat inspanningen werden geleverd. Het versterkt de perceptie dat herstel of instandhouding van ecosystemen, veeleer extra kosten meebrengt dan een maatschappelijke of economische toegevoegde waarde. Die waarde van ecosystemen en hun diensten kan enkel doorwerken in individuele en collectieve besluitvorming, indien marktcorrigerende instrumenten of beleidsarrangementen worden ingezet die, meer dan vandaag het geval is, de betrokken private landgebruikers ook financieel beter ondersteunen. De grootteorde van de waarde van niet vermarkte ecosysteemdiensten zoals koolstofopslag, luchtzuivering, vermeden erosiekosten of recreatie, biedt daarbij een perspectief dat dit niet enkel ecologisch en maatschappelijk, maar ook vanuit een louter economisch standpunt verdedigbaar is.

Verschillende ecosysteemdiensten interageren op een complexe manier, zodat veranderingen in de ene dienst doorwerken in het aanbod van de andere. De interactie tussen waterretentie, erosie door afstroming, waterkwaliteit en overstromingsrisico illustreert dit. De indeling van die ecologische complexiteit in afzonderlijke ecosysteemdiensten is dan ook steeds enigszins arbitrair. Die complexiteit maakt het vrijwel onmogelijk om door een eenvoudige opsomming van de waarden van afzonderlijke ecosysteemdiensten, één totale economische waarde van een landgebruiksverandering te becijferen (Daily, 1997b). Dit maakt het lastig om de waarde van ecosysteemdiensten te laten meetellen bij maatschappelijke besluitvorming, of in marktcorrigerende beleidsinstrumenten (bv. subsidies). De analyses voor de thema's bosuitbreiding en erosiebestrijding illustreren echter dat de berekening van een éénduidige of exacte economische waarde van ecosysteemdiensten niet altijd absoluut noodzakelijk is. De economische meerwaarde voor de samenleving als geheel, van het toegenomen aanbod aan ecosysteemdiensten, overtreft in de analyses de economische nadelen. Dit vormt, op economische gronden, een stevig argument om die landgebruiksveranderingen door te voeren en daarbij de economisch benadeelde landgebruikers financieel te compenseren.

Naast, en complementair met dit economisch discours, blijft een brede waaier van sociaal-culturele en ecologische waarden van belang. Verandering in die waarden zijn vaak niet inwisselbaar of compenseerbaar, omdat ze raken aan gezondheid, aan een unieke relatie met het landschap of aan omomkeerbare of onvervangbare ecologische processen. Waardering en waarderingsmethoden zou alle betrokkenen moeten vertegenwoordigen, die een legitiem belang hebben in de uitkomsten van een beslissing (Chan et al., 2012). Dit betekent dan naast het Vlaamse schaalniveau, zowel grensoverschrijdende als lokale belangen en waarden hun plaats in het debat verdienen. De maatschappelijke uitdaging daarbij is om te bepalen hoeveel natuurlijke ecosystemen we kunnen converteren voor economische en maatschappelijke doelstellingen, zonder de levensnoodzakelijke, levensbeschermende en levensverbeterende natuurvoordelen die ecosystemen ons bieden, te verliezen.

Thomas Jefferson schreef 200 jaar geleden: "Laws and institutions must go hand in hand with progress of the human mind. As (...) new discoveries are made, new truths disclosed, and manners and opinions change with the change of circumstances, institutions must advance also, and keep pace with times." (Jefferson & Jefferson Looney, 2004). 'Aan de slag met ecosysteemdiensten' betekent dat we de waarde ervan niet alleen erkennen en zichtbaar maken, maar ook daadwerkelijk laten meetellen in onze wetten en instituties, en in onze besluitvorming: individueel en collectief; lokaal, regionaal en grensoverschrijdend; in marktmechanismen en beleidsinstrumenten, en in de tradities en praktijken van diverse sectoren. Het Vlaams omgevingsbeleid, dat in 2017 het ruimtelijk, milieu- en natuurbesluit herenigt, lijkt een evidente plaats om die aanbeveling verder in de praktijk te brengen.

Bijlage 1: Scenario's bosuitbreiding: criteria voor selectie van locaties

Uitbreiding voor IHD-bos

A. Welke locaties komen in principe in aanmerking?

Inleiding

Oude bossen beslaan ongeveer 15% van het bos in Vlaanderen, dat op zijn beurt ongeveer 10% van de totale oppervlakte van Vlaanderen beslaat (De Keersmaecker et al. 2015). Het behoud van oude bossen is essentieel omdat het hotspots zijn voor biodiversiteit (Peterken 1977, Spencer & Kirby 1992, Wulf 2003, De Frenne et al. 2011). Die biodiversiteit is kwetsbaar omdat heel wat soorten van bos dispersiegelimiteerd zijn, en zich dus niet of niet snel over grote afstanden kunnen verspreiden. Bovendien stellen ze hoge eisen aan de habitatkwaliteit en hebben ze geringe overlevingskansen in het open landschap (Hermy et al. 1999, Verheyen & Hermy 2001, Baeten et al. 2009).

Om via bosuitbreiding ecologisch hoogwaardige bossen te realiseren, is het van belang nieuwe bossen fysisch te laten grenzen aan oude meer soortenrijke bossen. Recent ontstane bossen die fysisch contact maken met oude bossen, zijn voor biodiversiteit van oud bos beter koloniseerbaar dan gelijkaardige bossen die geïsoleerd zijn van oud bos (Peterken & Game 1984, Jacquemyn et al. 2003). Extra winst kan gerealiseerd worden door locaties te kiezen die door bebossing geïsoleerde, kleine bossen verbinden met oude bossen en hierdoor de connectiviteit verhogen.

Een belangrijk pluspunt van bosuitbreiding tegen oude bossen, is de bufferwerking van deze nieuwe bossen tegen externe milieudrukken, die nu vaak een negatief effect hebben op de kwaliteit van de randen van oud bos (Honnay et al. 2002, Willi et al. 2005, Wuyts et al. 2013). Een uitbreiding van het bos naar buitenuit, met een bosrand die geleidelijk oploopt, kan de depositie van stikstof verlagen (Wuyts et al. 2009) en is daarom ook als PAS-herstelmaatregel⁸ voorgesteld (Smits & Bal 2014).

Aanpak: principes

Bijkomend bos (bosuitbreiding) kan binair scoren (0/1) voor volgende aspecten:

- I. De bosuitbreiding kan zich op korte of langere termijn ontwikkelen tot hoogwaardig boshabitat door fysisch contact te maken met een patch die oud bos bevat.
- II. De bosuitbreiding ligt fysisch tegen oud bos aan en vormt een buffer tegen externe milieudrukken.
- III. De bosuitbreiding verhoogt de connectiviteit tussen complexen die oud bos bevatten en/of geïsoleerd recent bos, door een fysische verbinding te realiseren met een complex dat oud bos bevat.

In Figuur 68 zijn de blauwe vierkanten voorbeelden van bosuitbreiding, met daarin de score die elke bosuitbreiding krijgt, afhankelijk van zijn landschappelijke positie. Deze score is de som van een binaire score voor elk van de drie deelscores hierboven. De totale score kan 0, 1, 2 of 3 zijn.

Via GIS-operaties worden zones afgebakend tot een afstand van 250 meter rond oude bossen, en complexen die oude bossen bevatten. Binnen deze perimeter kunnen pixels scoren voor één van de drie aspecten die de ecologische waarde van de bosuitbreiding bepalen. Voorwaarde is wel dat de pixels die geplaatst worden in kansrijke zones, effectief verbinding maken met de polygonen (dus meerdere pixels moeten geplaatst worden, of bepaalde zones moeten eerst worden opgevuld alvorens andere pixels elders geplaatst worden). De afstand van de zone tussen twee oudboscomplexen mag maximaal 500 meter bedragen (2 x 250 meter). De afstanden zijn gebaseerd op 'best professional judgement': kleinere afstanden geven waarschijnlijk te weinig kansrijke situaties inzake verhogen connectiviteit; grotere afstanden zijn in Vlaanderen wellicht weinig zinvol gezien de beperkte oppervlakte die voor bosuitbreiding gereserveerd wordt.

Locaties met de hoogste totaalscore van 3 worden het eerst gevuld, maar hierbij wordt ook rekening gehouden met de oppervlakte van de bossen. De meerwaarde van buffering en ontsnippering is het grootst voor kleine bossen, het

⁸ PAS: Programmatorische Aanpak Stikstof

laagst voor de grote. Het plaatsen van bijkomend bos zal bijgevolg in volgorde van oplopende oppervlakte gebeuren, zodat rekening wordt gehouden met deze afnemende meerwaarde.

Als locaties met score 3 volledig opgevuld zijn, worden op analoge wijze locaties met score 2 en 1 opgevuld, totdat de oppervlakte die voorzien is voor bosuitbreiding, opgebruikt is.

Figuur 68: De score van pixels voor bosuitbreiding (blauw) wordt bepaald door zijn landschappelijke ligging, in een complex dat oud bos bevat, als buffer van een rand van oud bos en als verbinding tussen bossen die een oudboslocatie bevatten.

GIS-procedures

De score van de cellen voor bosuitbreiding wordt bepaald via de volgende GIS-operaties.

Stap 1 – Selectie van cellen met oud bos en recent bos

- Als basiskaart wordt de Landgebruikskaat Vlaanderen gebruikt (Poelmans & Van Daele, 2014). Hieruit worden alle cellen geselecteerd die tot een van de boscategorieën behoren.
- In de resulterende kaart wordt de bosleeftijd van de cellen bepaald op basis van de kaart van de Bosleeftijd (Opname 1771-2001). Cellen die doorlopend bos gebleven zijn sinds 1775 zijn oud bos, de andere cellen worden geklasseerd als recent bos.

Stap 2 – Selectie van boscomplexen voor de berekening van de score

- Clusters van aaneengesloten boscellen worden gegroepeerd om de afzonderlijke boscomplexen te identificeren. Alleen complexen groter dan 0.1 ha worden weerhouden.
- Van de resterende boscomplexen wordt bepaald of ze al dan niet oud bos bevatten.
- Voor de verdere analyse worden alleen de boscomplexen behouden die (1) oud bos bevatten en (2) uit recent bos bestaan en op minder dan 500 m liggen van complexen met oud bos.
- Voor elk van de boscomplexen wordt de oppervlakte bepaald. Die oppervlakte wordt later in de procedure gebruikt bij de berekening van de score.

Stap 3 – Selectie van cellen die de connectiviteit met oud bos verhogen

- Voor de geselecteerde boscomplexen worden de tussenliggende niet-boscellen geselecteerd die, indien ze bebost worden, bijdragen aan de connectiviteit met oud bos.
- Hiervoor worden eerst de cellen geïdentificeerd die een barrière vormen voor het verbinden van bestaande boscomplexen. De volgende barrières worden in rekening gebracht:
 - **Wegen** (GRB – wegverbinding, FUNCKLASS 1, 2, 3 en 4), **spoorwegen** en **waterlopen** (VHA, cat. 0 en 1)
 - **HAG**: herbevestigde agrarische gebieden mogen niet bebost worden
 - **BWK**: percelen die volgens de Biologische waarderingskaart waardevol of zeer waardevol zijn, mogen niet bebost worden

- Via Aggregate polygons (ArcGIS for Desktop Advanced 10.3) worden connectiviteitscorridors tussen de boscomplexen geïdentificeerd. Boscomplexen die gescheiden worden door de lijnvormige barrières of niet-bebosbare cellen uit de vorige stap, worden niet verbonden.

Stap 4 – Bepalen van de score voor plaatsing van nieuw bos

- De score voor de plaatsing van nieuw bos wordt berekend op basis van de landschappelijke ligging, de oppervlakte van de boscomplexen en de afstand van de cellen tot de bestaande boscomplexen. De score gaat van 1 (weinig geschikt) tot 3999 (zeer geschikt), waarbij de duizendtallen (1000, 2000, 3000) de bijdrage van de landschappelijke ligging weergeven, de honderdtallen (100-900) de bijdrage van de oppervlakte en de eenheden (1-99) de bijdrage van de afstand.
 - Cellen die de connectiviteit van boscomplexen met oud bos verhogen (connectiviteitscorridors) krijgen score 3000 (Figuur 68). Cellen die de connectiviteit van recent bos verhogen of die een buffer vormen rond oud bos krijgen score 2000. Cellen die een buffer vormen rond recent bos dat deel uitmaakt van een boscomplex met oud bos krijgen score 1000.
 - De hoofdscore (duizendtallen) wordt vervolgens verfijnd op basis van de oppervlakte van de boscomplexen. Hiervoor wordt de oppervlakte van elk boscomplex herschaald via een logaritmische functie, waarbij het grootste boscomplex de laagste score ($\cong 0$) en het kleinste boscomplex de hoogste score (1) krijgt. Via Euclidean Allocation (ArcGIS Spatial Analyst 10.3) wordt de oppervlakescore van het meest nabije boscomplex toegewezen aan de niet-beboste cellen.
 - In de laatste stap wordt de score van de bebosbare cellen verder verfijnd op basis van hun afstand tot het meest nabije boscomplex. De afstand wordt herschaald via een lineaire functie zodat elke cel een waarde tussen 1 (vlak tegen bestaand bos) en 99 (250 m van bestaand bos) krijgt.

Indices te berekenen na ‘plaatsing’ bosuitbreiding:

- Oppervlakte bos in verbinding met oud bos, of aandeel tot totale bosoppervlakte
- Aantal patches bos in verbinding met oud bos, of aandeel tot totaal
- Zie verder indicatoren voor bosconnectiviteit & bosmorfologie in bijlage 3.

Mits verder onderzoek kan per scenario worden berekend of de bosuitbreidingsdoelen (G-IHD en S-IHD) voor de boshabitats van Europees belang kunnen worden gehaald (zie Tabel 5). Dit kan op basis van de PNV-kaart, die op basis van abiotische standplaatskenmerken de geschiktheid van een locatie voor boshabitats van Europees belang weergeeft, en op basis van aannames m.b.t. de beheerkeuzen.

Referenties

Baeten L, Hermy M, Verheyen K (2009) Environmental limitation contributes to the differential colonization capacity of two forest herbs. *Journal of Vegetation Science* 20, 209-223

De Frenne P, Baeten L, Graae BJ, Brunet J, Wulf M, Orczewska A, Kolb A, Jansen I, Jamoneau A, Jacquemyn H, Hermy M, Diekmann M, De Schrijver A, De Sanctis M, Decocq G, Cousins SA, Verheyen K (2011) Interregional variation in the floristic recovery of post-agricultural forests. *Journal of Ecology* 99, 600-609

De Keersmaeker L, Onkelinx T, De Vos B, Rogiers N, Vandekerckhove K, Thomaes A, De Schrijver A, Hermy M & Verheyen K (2015) The analysis of spatio-temporal forest changes (1775-2000) in Flanders (northern Belgium) indicates habitat-specific levels of fragmentation and area loss. *Landscape Ecology* 30, 247-259

Hermy M, Honnay O, Firbank L, Grashof-Bokdam C, Lawesson JE (1999) An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91, 9-22

Honnay, O., Verheyen, K., Hermy, M. (2002) Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management* 161, 109-122

Jacquemyn H, Butaye J, Hermy M (2003) Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11, 417-423

Peterken GF (1977) Habitat conservation priorities in British and European woodlands. *Biological Conservation* 11, 223-236

Peterken GF, Game M (1984) Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant-species in the woodlands of Central Lincolnshire. *Journal of Ecology* 72, 155-182

Smits NAC & Bal D (2014) Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel I. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Nederland

Spencer JW, Kirby KJ (1992) An inventory of ancient woodland for England and Wales. *Biological Conservation* 62, 77-93

Verheyen K, Hermy M (2001) The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology* 89, 829-840

Willi JC, Mountford JO, Sparks TH (2005) The modification of ancient woodland ground flora at arable edges. *Biodiversity and Conservation* 14, 3215-3233

Wulf M (2003) Forest policy in the EU and its influence on the plant diversity of woodlands. *Journal of Environmental Management* 67, 15-25

Wuyts K, De Schrijver A, Vermeiren F, Verheyen K (2009) Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257, 679-687

Wuyts K, De Schrijver A, Staelens J, Verheyen K (2013) Edge Effects on Soil Acidification in Forests on Sandy Soils Under High Deposition Load. *Water Air and Soil Pollution* 224, DOI: 10.1007/s11270-013-1545-x

B. Selectie van locaties

Er werd voor geopteerd om de rastercellen bosuitbreiding per perceel (polygoon) te plaatsen, omdat dit beter aansluit bij de bestaande eigendomsstructuren. Dit geeft evenwel kleine afrondingsfouten. Hierdoor werd er voor scenario één 5.878 ha IHD-bosuitbreiding geplaatst in plaats van 5.875 ha. Voor scenario 2 werd er binnen SBZ 5.539 ha bosuitbreiding geplaatst in plaats van 5.545 ha, en buiten SBZ 321 ha in plaats van 330 ha. Voor scenario 3 werd er binnen SBZ 5.539 ha bosuitbreiding geplaatst in plaats van 5.545 ha, en buiten SBZ 3.655 ha in plaats van 3.665 ha.

Uitbreiding voor stads(rand)bos

De selectie van locaties voor stads(rand)bos gebeurt via de volgende stappen:

1. Het 'tekort aan stadsgroen & stadsbos' wordt bepaald o.b.v. een analyse van het aantal bewoners in bevolkingscentra dat niet beschikt over 60 ha open groene ruimte op minder dan 3.200 m of over 200 ha op 5.000 m. Die analyse levert een 'vraagkaart' naar stadsbos op (zie Figuur 69). Voor die vraagkaart wordt in elk scenario wel rekening gehouden met de bosuitbreiding voor IHD-bos (zie vorige pagina's).
2. De opvulling van de vraag naar stadsgroen gebeurt prioritair nabij die gebieden, waar het aantal inwoners dat niet over 60 ha groen binnen 3.200 m beschikt, het grootst is. De bedoeling van die regel is dat indien de oppervlakte, voorzien voor stads(rand)bos in een scenario, niet voldoende is om alle behoeftige gebieden in Vlaanderen te dekken, de gebieden met het grootste aantal behoeftige inwoners eerst worden geselecteerd.
3. In de mate dat de taakstelling voor stadsbos groter is dan er o.b.v. de 60 ha/3.200 m-regel moet worden bebost, wordt het restant gealloceerd o.b.v. 200 ha/5.000 m-regel.
4. In scenario bosuitbreiding 1 wordt de bosuitbreiding niet geclusterd met andere groene ruimte voor een minimumoppervlakte. De uitbreiding kan m.a.w. versnipperd zijn in functie van de percelen met de laagste waarde inzake voedselproductie.
5. In scenario bosuitbreiding 2 en 3 wordt gestreefd naar clusters groene open ruimte van minstens 60 ha binnen een afstand van 3.200 m (en eventueel 200 ha binnen een afstand van 5.000 m).
6. Voor de bepaling van de oppervlakte stadsbos en stadsgroen wordt bij 'open groene ruimte' enkel landbouwpercelen meegerekend indien die volledig omsloten zijn door natuur, bos & park (zie bijlage 9, indicator 15 en Brabers et al. (2015)). Voor de indicatoren voor landschapsaantrekkelijkheid en recreatie

wordt landbouw wel in zijn geheel meegenomen, zij het in een lichtere weging, omdat ook landbouwlandschappen wandelaars, fietsers en andere recreanten aantrekken.

7. Enkele categorieën worden uitgesloten voor bosuitbreiding, en dit in alle scenario's:
 - a. herbevestigd agrarisch gebied (zelfs als het in beheer is van ANB of een terreinbeherende vereniging)
 - b. fruitteelt of hoogstamboomgaarden
 - c. percelen die volgens de BWK biologisch waardevol of zeer waardevol zijn
8. In het eerste scenario is het de bedoeling om professionele landbouw maximaal te ontzien, daarom komt bosuitbreiding zoveel mogelijk binnen natuurgebied (behalve op niet beboste percelen met een hoge biologische waarde) en buiten natuurgebied prioritair op percelen met hobbylandbouw. Onze kennis over de ligging van die percelen is beperkt. Als proxy gebruiken we de volgende klassen uit de landgebruikskaart
 - 7120 – akker andere_bwk (ongeveer 26.840 ha); enkel de percelen of rastergroepen > 0,5 ha worden in aanmerking genomen, dit om te vermijden dat we biologisch waardevolle randen van akkers in professioneel landbouwgebruik zouden bebossen
 - 7402 – cultuurgrasland permanent_bwk (ongeveer 32.285 ha)

Er zijn nog twee andere landgebruiksklassen die ook hobbylandbouw bevatten, met name 7401 en 7403. Hiervan weten we echter exact niet wat professioneel is en wat hobby. De gegevens uit de eenmalige perceelsregistratie (EPR) bieden hiervoor geen uitsluitsel omdat ook hobbylandbouwers soms een EPR indienen.

Figuur 69: Stedelijke gebieden en dichtbevolkte stedelijke kernen.

De ruimtelijke analyse voor de plaatsing van de stadbossen gebeurde met behulp van de 'Bosplanner-tool' door VITO in opdracht van INBO, in het kader van de Referentietask Natuurrapportering. Eerst wordt gekeken welke inwoners al bediend zijn door voldoende groen (min. 60 ha binnen 3200 m). De pixels op de landgebruikskaart met die inwoners worden geschrapt. Vervolgens laat een algoritme vanuit elke toegelaten cel op de kaart een cluster "groeien" rekening houdend met de hoogste geschiktheid in die buurt. Tijdens dit groeien van de cluster kan er raken aan een bestaande groencluster. De cellen van die bestaande cluster worden dan ook deel van de cluster. Zodra de cluster groot genoeg is, wordt er berekend hoeveel bevolking ermee bediend wordt. De 'efficiëntie' van de cluster is het aantal extra inwoners dat per geplaatste ha bediend wordt. De cluster met de hoogste efficiëntie wordt geselecteerd en effectief geplaatst en de bediende bevolking geschrapt voor de plaatsing van de volgende cluster. Zo gaat het proces iteratief verder wordt tot er geen bos meer is om te plaatsen of de efficiëntie onder een bepaalde grens zakt. De procedure wordt meer gedetailleerd beschreven in (Verachtert et al., 2017).

Het resultaat van de procedures voor IHD- en stadsbosuitbreiding wordt getoond in indicator 1 Bosuitbreiding (zie bijlage 3).

Bijlage 2: Sociaal-ecologische systemen, landgebruik en biodiversiteit

Inzake bodembiodiversiteit beschikken we niet over indicatoren die we, in functie van de onderzochte scenario's, op schaal Vlaanderen ruimtelijk expliciet kunnen vergelijken. Daarom gebruiken we enkel voor het thema bosuitbreiding indicatoren met betrekking tot de ecosysteemkenmerken.

Indicatoren 1 en 2: Bosuitbreiding / Erosiebestrijdingsmaatregelen (ha) en bosuitbreiding per provincie (ha)

Beschrijving

Voor het thema 'bosuitbreiding' toont indicator 1 toont de omvang en de ruimtelijke spreiding van de bosuitbreiding op schaal Vlaanderen in de drie scenario's. Voor het thema 'erosiebestrijding' toont indicator 1 naast bosuitbreiding ook de ruimtelijke spreiding van de andere erosiebestrijdingsmaatregelen, namelijk een aanpassing van de wijze van bodembewerking en een omvorming naar permanent grasland.

'Indicator 2 vergelijkt de toename van de bosoppervlakte per scenario voor de vijf Vlaamse provincies.

Berekeningswijze

In elk scenario hanteerden we een specifieke reeks criteria om de gewenste locaties voor bosuitbreiding te selecteren. Bijlage 1 beschrijft deze criteria in detail. De kaarten van indicator 1 vormen het resultaat van deze selectieprocedure. Ze tonen de toename in bosbedekking op een rasterkaart met een resolutie van 10x10 meter. Indicator 2 is de vertaling van deze ruimtelijke spreiding naar een bosoppervlakte per provincie. Bestaand bos wordt daarbij gedefinieerd uitgaande van de Landgebruikskaart Vlaanderen (Poelmans & Van Daele, 2014) als een combinatie van de landgebruiksklassen 1100, 1400 en 3xxx.

Indicator 3: Bosconnectiviteit

Beschrijving

Deze indicator toont de verandering in de fragmentatiegraad van de bossen ten opzichte van de uitgangssituatie. Per scenario wordt de verandering aangegeven van de bosoppervlakte in complexen met oud en recent bos en in complexen met alleen recent bos. Daarnaast wordt ook de evolutie van de gemiddelde oppervlakte van boscomplexen met oud bos aangegeven.

Berekeningswijze

Voor elk scenario wordt een nieuwe landgebruikskaart gemaakt, waarbij het landgebruik uit de referentiesituatie (T0) op de nieuw beboste cellen wordt omgezet in multifunctioneel loofbos. Deze landgebruikskaarten worden geherklasseerd tot een bos-geen bos kaart (zie indicator 1).

Op de resulterende boskaart worden clusters van aaneengesloten boscellen geïdentificeerd. Deze clusters vormen de boscomplexen en krijgen een unieke code per complex. Voor de verdere analyse worden alleen complexen groter dan 0.5 ha weerhouden.

Oud bosfragmenten worden geïdentificeerd op basis van de kaart van de Bosleeftijd (Opname 1771-2001). Op basis hiervan worden de boscomplexen verdeeld in complexen mét en complexen zonder oud bos.

Op basis van deze kaarten wordt per scenario een ruimtelijke statistiek berekend: per boscomplex wordt de oppervlakte bepaald en de aan- of afwezigheid van oud boscellen.

Indicator 4: Bosmorfologie

Beschrijving

Deze indicator vergelijkt het aandeel van 3 morfologische klassen: boskern, bosrand en bosfragment. Een groter aandeel van kernbos vergroot de veerkracht van het bos ten aanzien van externe druk (zie Estreguil et al. (2012:8)).

Figuur 70: Vier klassen om de morfologische structuur van een bos te analyseren: bosrand, boskern (oud of nieuw bos) en bosfragment.

Berekeningswijze

Voor elk scenario wordt een nieuwe landgebruikskaart gemaakt, waarbij het landgebruik uit de referentiesituatie (T0) op de nieuw beboste cellen wordt omgezet in multifunctioneel loofbos. Deze landgebruikskaarten worden geherklasseerd tot een bos-geen bos kaart (zie indicator 1).

Op de resulterende boskaart worden clusters van aaneengesloten boscellen geïdentificeerd. Deze clusters vormen de boscomplexen en krijgen een unieke code per complex. Voor de verdere analyse worden alleen complexen groter dan 0.5 ha weerhouden.

De kaart van de boscomplexen > 0.5 ha vormt de basis voor berekening van de morfologische klassen:

- Kern: cellen die deel uitmaken van een boscomplex en minstens 50 m van niet-boscellen liggen
- Rand: cellen die maximum 50 m van niet-boscellen liggen en deel uitmaken van een boscomplex met boskerncellen.
- Fragment: cellen die maximum 50 m van niet-boscellen liggen en deel uitmaken van een boscomplex zonder boskerncellen.

Indicator 5: Ecosysteemveranderingen

Beschrijving

Deze indicator toont de oppervlakte van negen in Vlaanderen voorkomende ecosystemen, en de veranderingen daarin, in hectare en in aandeel van het landgebruik, op het niveau van het Vlaams Gewest. De ecosystemen zijn ingedeeld op basis van de MAES-classificatie (zie Tabel 13). Op basis van deze classificatie rapporteren de Europese lidstaten voor de opvolging van de Europese biodiversiteitsstrategie. Figuur 71 toont de uitgangssituatie op basis van de landgebruikskaart 2014. Figuur 72 toont de veranderingen in functie van de drie bosuitbreidingsscenario's.

Figuur 71: Oppervlakte (in hectare) van de ecosystemen in het Vlaams en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

Figuur 72: Veranderingen in de oppervlakte van 9 ecosystemen onder 3 alternatieve scenario's IHD-bosuitbreiding

Ten opzichte van de totale ecosysteemoppervlakte zijn de landgebruiksveranderingen voor de 3 IHD-bosuitbreidingsscenario's te beperkt om visueel goed tot uiting te komen. Daarom tonen we bij de bespreking van de resultaten van de scenario-analyse de nettotoenames en –afnames van de ecosysteemoppervlaktes. We splitsen de ecosysteemklassen 'akker- en tuinbouw' en 'grasland' ook verder op in functie van de dominante landgebruikers van die systemen, met name professionele landbouw, hobbylandbouw en natuurbeheerders (ANB en terreinbeherende verenigingen) (zie indicator 6. Landgebruiksveranderingen). Die landgebruiken vallen in de praktijk niet altijd strikt te onderscheiden. Zo kunnen in professionele landbouw bepaalde milieu- en natuurbeschermende maatregelen worden toegepast (bv. beheersovereenkomsten) terwijl in graslanden met natuurbeheer vaak ook extensieve landbouw wordt toegepast (bv. extensief graas- en maaibeheer).

Berekeningswijze

De oppervlakte van de ecosystemen is berekend op basis van de klassen van de landgebruiksk kaart (Poelmans & Van Daele, 2014). Door de verrastering is er een lichte afwijking ten opzichte van de reële oppervlaktes.

Indicator 6: Landgebruiksveranderingen (ha)

Beschrijving

Bosuitbreiding speelt zich niet af in een maatschappelijk vacuüm. Het spreekt dan ook voor zich dat een toename van de bosoppervlakte ten koste gaat van andere landgebruiken. Deze indicator toont de oppervlakte van de landgebruiksveranderingen die plaatsvinden in elk van de scenario's.

Berekeningswijze

De landgebruiken van de Landgebruiksk kaart Vlaanderen (Poelmans & Van Daele, 2014), werden geaggregeerd tot tien klassen. Tabel 13 geeft een overzicht van deze classificatie. Aan de hand van de kaarten van indicator 1, evalueerden we voor elk scenario en per landgebruik welke oppervlakte werd omgezet in bos.

De teelten binnen de professionele landbouw zijn gegroepeerd in vijf teeltgroepen, met name fruit, groenten, akker, maïs en gras. Met de ruimte die voor voedselproductie wordt gebruikt in privé- of collectieve tuinen is geen rekening gehouden. De kennis over de precieze oppervlakte en locatie van hobbylandbouw (grasland en akker) is op schaal Vlaanderen beperkt. De oppervlaktetoewijzing op basis van de landgebruiksklassen 7120 (akker met biologische waarde) en 7402 (cultuurgrasland met biologische waarde) vormt een eerste ruwe benadering, maar wellicht een onderschatting van de totale oppervlakte hobbylandbouw in Vlaanderen. Een deel van de hobbylandbouw situeert zich ook binnen de landgebruiksklassen 7401 (blijvend grasland, bv. paardenweiden) en 7403 (weiland met bomen). Omdat op schaal Vlaanderen niet bekend is om welke percelen het precies gaat, zijn deze mee op geteld bij de professionele landbouw in de teeltgroep grasland (Van Gossum et al., 2014).

De landgebruiksk kaart bakent landbouwactiviteiten af op basis van data uit de Eenmalige Perceelsregistratie van 2011. Een aantal van de toenmalige landbouwpercelen kreeg intussen een ander gebruik. Recentere data van de percelen in beheer bij het Agentschap voor Natuur en Bos (december 2015) en bij de erkende terreinbeherende verenigingen vzw Durme, Limburgs Landschap en Natuurpunt (2016) lieten toe om de landgebruiksk kaart (ten dele) te actualiseren. De betreffende percelen werden ook voor de andere indicatoren beschouwd als 'grasland in natuurbeheer'.

Tabel 13: Indeling van het landgebruik voor indicatoren 'Ecosysteemveranderingen' en 'Landgebruiksveranderingen' op basis van de klassen uit de Landgebruikskaart Vlaanderen, niveau 3 (10 x 10 m resolutie) (Poelmans & Van Daele, 2014)

LGCode	LGNaam	Opp (ha)	MAES-klasse	LG-klasse indicator landgebruiksveranderingen
0	overig	68	urbaan	urbaan
1100	ander hoog groen	12956	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
1200	ander laag groen	14453	grasland_halfnatuurlijk	natuurbeheer
1300	ruigten & pioniersvegetatie	9828	grasland_halfnatuurlijk	natuurbeheer
1400	struweel	4073	bos en houtige vegetatie	natuurbeheer
2000	water	32370	water	water
3101	ander loofhout bosref	26553	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3102	beuk	5099	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3103	beuk + naaldhout	672	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3104	eik	10126	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3105	eik + naaldhout	869	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3106	ander loofhout + naaldhout	4270	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3107	loofbos elzen- essen- en wilg_bwk	2174	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3108	loofbos ander_bwk	10469	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3201	populier	19335	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3202	populier + naaldhout	106	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3203	loofbos populier_bwk	4831	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3301	ander naaldhout_bosref	1966	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3302	ander naaldhout + loofhout	1360	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3303	douglas	393	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3304	douglas + loofhout	42	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3305	fijnspar	2202	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3306	fijnspar + loofhout	344	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3307	lork	1781	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3308	lork + loofhout	518	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3309	zwarte den	9509	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3310	zwarte den + loofhout	416	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3311	naaldbos ander_bwk	2165	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3401	grove den	29607	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3402	grove den + loofhout	4234	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
3403	grove den_bwk	2318	bos en houtige vegetatie	bos en houtige vegetatie
4100	grasland voedselarm droog	3	grasland_halfnatuurlijk	natuurbeheer
4200	grasland voedselarm nat	45	grasland_halfnatuurlijk	natuurbeheer
4300	grasland voedselrijk droog	715	grasland_halfnatuurlijk	natuurbeheer
4400	grasland voedselrijk nat	14665	grasland_halfnatuurlijk	natuurbeheer
5100	droge heide	4849	heide en inlandse duinen	natuurbeheer
5200	vochtige en natte heide	3339	heide en inlandse duinen	natuurbeheer
6101	mosduin	40	kustduin en strand	natuurbeheer
6102	helmduin	124	kustduin en strand	natuurbeheer
6103	ander open duinlandschap	308	kustduin en strand	natuurbeheer
6200	gesloten duinlandschap	1081	kustduin en strand	natuurbeheer
6300	strand	276	kustduin en strand	natuurbeheer
7101	aardappelen	43548	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7102	aardbeiplanten	78	akker- en tuinbouw_fruit	landbouw fruit
7103	braak	867	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7104	cichorei	1328	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7105	eiwithoudende gewassen	341	akker- en tuinbouw_akker	landbouw groenten
7106	fruit en noten	1476	akker- en tuinbouw_fruit	landbouw fruit
7107	graan	78371	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7108	hop	184	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7109	houtachtige gewassen	715	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7110	koolzaad	489	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7111	oliehoudende zaden	12	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7112	olifantegras, mariadistel	17	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7113	overige gewassen	258	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7114	raapzaad	2	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7115	suikerbieten	21845	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7116	tabak	55	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7117	vlas en hennep	3222	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7118	voedergewassen andere	6566	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7119	voedergewassen bieten	2722	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7120	akker andere bwk	26839	akker- en tuinbouw_hobby	hobbylandbouw
7200	boomgaard (hoogstam)	2765	grasland_halfnatuurlijk	landbouw fruit

7300	boomgaard (laagstam)	17070	akker- en tuinbouw_fruit	landbouw fruit
7401	blijvend grasland	157016	grasland_landbouw_prof	landbouw grasland
7402	cultuurgrasland permanent_bwk	32285	grasland_landbouw_hobby	hobbylandbouw
7403	weiland met bomen (> 50 bomen per ha)	365	grasland_landbouw_prof	landbouw grasland
7501	cultuurgrasland tijdelijk	86833	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7502	graszoden	371	akker- en tuinbouw_groenten	landbouw groenten
7601	fruit (kweek planten)	285	akker- en tuinbouw_fruit	landbouw fruit
7602	groenten	26752	akker- en tuinbouw_groenten	landbouw groenten
7603	jongplanten voor de sierteelt	5	akker- en tuinbouw_groenten	landbouw groenten
7604	kruiden	583	akker- en tuinbouw_groenten	landbouw groenten
7605	plantgoed van niet-vlinderbloemige groenten	54	akker- en tuinbouw_groenten	landbouw groenten
7606	sierplanten	542	akker- en tuinbouw_groenten	landbouw groenten
7607	sierteelt	3870	akker- en tuinbouw_groenten	landbouw groenten
7700	korte omloophout	60	akker- en tuinbouw_akker	landbouw akker
7801	korrelmaïs	67977	akker- en tuinbouw_maïs	landbouw maïs
7802	silomaïs	120917	akker- en tuinbouw_maïs	landbouw maïs
8200	moeras	416	moeras	natuurbeheer
8300	rietland	1353	moeras	natuurbeheer
9100	schorre	12	estuarium, slik & schorre	natuurbeheer
9200	slik	114	estuarium, slik & schorre	natuurbeheer
9300	slik of schorre	1380	estuarium, slik & schorre	natuurbeheer
10101	horeca_bebouwd	531	urbaan	urbaan
10102	horeca_hoog groen	444	urbaan	urbaan
10103	horeca_laag groen	419	urbaan	urbaan
10104	horeca_overig	615	urbaan	urbaan
10201	industrie_bebouwd	2927	urbaan	urbaan
10202	industrie_hoog groen	1043	urbaan	urbaan
10203	industrie_laag groen	1444	urbaan	urbaan
10204	industrie_overig	4694	urbaan	urbaan
10300	infrastructuur	84261	urbaan	urbaan
10401	militaire voorziening_bebouwd	171	urbaan	urbaan
10402	militaire voorziening_hoog groen	367	urbaan	urbaan
10403	militaire voorziening_laag groen	482	urbaan	natuurbeheer
10404	militaire voorziening_overig	749	urbaan	urbaan
10501	recreatie & sportterrein_bebouwd	505	urbaan	urbaan
10502	recreatie & sportterrein_hoog groen	4210	urbaan	urbaan
10503	recreatie & sportterrein_laag groen	5087	urbaan	urbaan
10504	recreatie & sportterrein_overig	3089	urbaan	urbaan
10601	residentiële & commerciële bebouwing_bebouwd	53473	urbaan	urbaan
10602	residentiële & commerciële bebouwing_hoog groen	39370	urbaan	urbaan
10603	residentiële & commerciële bebouwing_laag groen	85805	urbaan	urbaan
10604	residentiële & commerciële bebouwing_overig	73578	urbaan	urbaan
10606	residentiële & commerciële bebouwing_landbouw	16441	urbaan	urbaan
10701	commerciële diensten & lichte industrie_bebouwd	11825	urbaan	urbaan
10702	commerciële diensten & lichte industrie_hoog groen	3977	urbaan	urbaan
10703	commerciële diensten & lichte industrie_laag groen	6613	urbaan	urbaan
10704	commerciële diensten & lichte industrie_overig	14157	urbaan	urbaan
10801	zeehaven_bebouwd	1776	urbaan	urbaan
10802	zeehaven_hoog groen	337	urbaan	urbaan
10803	zeehaven_laag groen	1636	urbaan	urbaan
10804	zeehaven_overig	5360	urbaan	urbaan

Bijlage 3: Voedselproductie

Deze ecosysteemdienst omvat de productie van plantaardige en dierlijke organismen die rechtstreeks of onrechtstreeks (via de omzetting van voeder naar vlees, melk en eieren) worden gebruikt voor het voorzien in de menselijke voedingsbehoeften (Van Gossum et al., 2014). Voor deze ecosysteemdienst onderzoeken we vier indicatoren: productieve oppervlakte, biofysische voedselproductie, economische landbouwopbrengst – perspectief landbouwer, en economische landbouwopbrengst – perspectief samenleving.

Indicator 18: Economische waarde voedselproductie – brutosaldo (€/jaar)

Beschrijving

Deze indicator meet de economische waarde van de voedselproductie op basis van het brutosaldo, uitgedrukt in euro per hectare per jaar. Dit omvat de bruto-opbrengst op basis van de gemiddelde oogsthoeveelheid en de gemiddelde marktprijs, verminderd met de variabele kosten. Voor een toename (of afname) van de productieve oppervlakte geeft deze indicator de overeenkomstige toename (of afname) in bruto-opbrengst en de toename (of afname) in variabele productiekosten (bv. zaaigoed, brandstof, meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen).

Van het bruto zijn omvat dan nog de vaste kosten niet in mindering gebracht. Dit omvat de overige betaalde non-factorkosten (bv. kosten aan gebouwen, machines, verzekeringen, enz.), de afschrijvingen (als toewijzing van investeringskosten over de jaren), en de vergoeding van eigen en vreemde (aangekochte) productiefactoren (vergoeding van de eigen arbeid van de landbouwer plus loonkosten van arbeid, betaalde intrest op vreemd kapitaal plus de fictieve intrest op eigen kapitaal, en de betaalde pacht op vreemde gronden plus de fictieve pacht op eigen gronden). Wanneer bijvoorbeeld een landbouwer een premie zou ontvangen op basis van het gederfde brutosaldo, wordt hij vergoed voor vaste kosten en voor zijn niet gerealiseerde inkomsten en winst. Dat kan bijvoorbeeld in een situatie waarin een landbouwer weet dat hij niet kan beschikken over zijn perceel. In dat geval zal hij ook geen variabele kosten maken voor dit perceel, maar blijft hij wel geconfronteerd met zijn vaste kosten en zal hij bovendien op dat perceel geen inkomen of winst kunnen realiseren (Van der Straeten & Deuninck, 2016). Er wordt dan wel verondersteld dat door het niet beschikbaar zijn van dit perceel, de overige gemaakte kosten niet verloren zijn, en het bedrijf blijft voortbestaan.

Berekeningswijze

De oppervlakte en locatie van de professionele landbouwteelten en van hobbylandbouw is berekend op basis van de landgebruikskaat, waarin voor landbouw de gegevens van de éénmalige perceelsregistratie van 2011 zijn opgenomen (Poelmans & Van Daele, 2014). De niet-voedingsteelten die betrekking hebben op andere ecosysteemdiensten dan voedselproductie, bv. korte omloophout, zijn hier in principe niet mee in opgenomen. Enkel teelten die vrij gemakkelijk kunnen worden vervangen door voedselteelten, bijvoorbeeld vlas of niet-houtige energiegewassen, zijn mee opgenomen in de teeltgroep akkerteelt.

Voor akker-, groenten- en fruitteelt wordt de economische landbouwopbrengst berekend op basis van de marktprijzen voor de teelten en de kostprijsgegevens zoals verzameld door het Landbouwmonitoringnetwerk, over de periode 2010-2014. Er is voor gekozen om de brutosaldi per teeltgroep en per landbouwstreek te berekenen. Het betrof een gewogen gemiddelde i.f.v. het gemiddelde oppervlakte-aandeel van een specifieke teelt in een bepaalde landbouwstreek over de periode 2010-2014 van de teelten waarover voldoende data beschikbaar waren. Voor fruit waren dit conference, overige perenrassen, jonagold en hybriden en overige appelrassen. Voor groenten waren dit de industriegroenten groene erwten, bonen, wortelen, spinazie, ajuin, bloemkool en spruiten en de groenten voor vers verbruik bloemkool, savooikool, schorseneren en prei. Voor akkerteelten waren dit bewaaraardappelen, chicorei, haver, korrelmaïs, spelt, suikerbieten, triticale, vlas, voederbieten, vroege aardappelen, wintergerst, wintertarwe en zomertarwe. Voor de akkerteelten bewaaraardappelen, korrelmaïs, suikerbieten, wintergerst en wintertarwe waren er brutosaldi beschikbaar per landbouwstreek. Voor alle andere teelten waren deze gegevens enkel beschikbaar op niveau Vlaanderen. In het laatste geval zijn de verschillen per landbouwstreek enkel het gevolg van een verschillende teeltsamenstelling per gewasgroep.

Voor de ruwvoederteelten, met name gras en maïs, die samen bijna de helft van de oppervlakte in professioneel landbouwgebruik omvatten (Van Reeth et al., 2015), werd een aangepaste berekeningsmethode ontwikkeld door het Departement Landbouw en Visserij (Van der Straeten & Deuninck, 2016). Doordat ruwvoerders vaak worden geteeld in functie van de eigen bedrijfsvoering, worden ze relatief weinig verhandeld en zijn er onvoldoende

robuuste marktgegevens over beschikbaar. De berekening werd afzonderlijk gedaan voor snijmaïs en gras en voor melkvee en vleesvee. Het resulterende brutosaldo voor snijmaïs en gras hangt per landbouwstreek af van de het relatief aandeel van melkvee en vleesvee. Landbouwstroken met meer melkvee hebben een hoger brutosaldo voor snijmaïs en gras.

Indicator 19: Economische waarde voedselproductie – factorinkomen (€/jaar)

Beschrijving

Deze indicator meet de economische impact van de verandering in voedselproductie op basis van het factorinkomen, in euro per hectare per jaar. Hij wordt berekend door van de bruto-opbrengst niet alleen de variabele kosten af te trekken (cf. brutosaldo hierboven), maar ook de betaalde non-factorkosten en afschrijvingskosten (zie bijschrijving vorige indicator).

Het resulterende factorinkomen omvat dan nog de vergoeding voor alle ingezette productiefactoren, zowel de vergoeding van de eigen productiefactoren van het landbouwbedrijf (eigen arbeid van de landbouwer, fictieve rente op eigen kapitaal en fictieve pacht op eigen gronden) als de vergoeding van de aangekochte of vreemde productiefactoren (betaalde vaste arbeid, betaalde intrest op vreemd kapitaal, en betaalde pacht). In de landbouweconomische literatuur weerspiegelt dit kengetal de werkelijke vergoeding die de markt voorziet voor de ingezette productiefactoren, of de economische waarde van de teelt op langere termijn vanuit het perspectief van de samenleving (Van der Straeten & Deuninck, 2016).

Berekeningswijze

De berekening van het factorinkomen gebeurde op een analoge manier als de berekening van het brutosaldo.

Bijlage 4: Houtproductie

Deze ecosysteemdienst omvat de productie van houtige biomassa voor het vervaardigen van industriële en huishoudelijke producten, inclusief de productie van energie voor residentiële (bij)verwarming (Vandekerckhove et al., 2014).

Indicator 7: Biofysische houtproductie ($m^3/ha.jr$)

Beschrijving

Deze indicator geeft de verandering weer in het volume hout dat jaarlijks voor menselijk gebruik kan worden geoogst. Dit volume is een combinatie van: (i) de jaarlijkse aangroei van spilhout, afhankelijk van boomsoort, leeftijd en standplaatscondities en (ii) een oogstfactor, die varieert naargelang het bostype en de beheerdoelen. De eenmalige verwijdering van hout bv. bij ontbossing of het verwijderen van bomenrijen, en de houtige biomassa (tak- en snoeihout) die gebruikt wordt voor de industriële energieproductie zijn hierin niet meegerekend (Vandekerckhove et al., 2014).

Berekeningswijze

Een eerste stap voor het berekenen van de jaarlijkse aanwas van de nieuwe bossen is het bepalen van de lokale bodemvruchtbaarheid. Hiervoor gingen we uit van de textuur- en drainageklassen van een verrasterde versie van de bodemkaart 2015 (10 x 10m). Niet-gekarteerde zones werden opgevuld op basis van aangrenzende cellen. De textuur- en drainageklassen werden gecombineerd en gegroepeerd tot een beperkt aantal klassen dat relevant is voor de groeikracht van bomen. Tabel 14 toont de maximale jaarlijkse aanwas van de nieuwe bossen volgens deze indeling. We veronderstelden daarbij dat alle nieuwe bossen behoren tot het type 'multifunctioneel loofhout', d.w.z. ze hebben een samenstelling van 29% inlandse eik, 13% Amerikaanse eik, 21% beuk en 37% gemengd loofhout (Vandekerckhove et al., 2014). Ze bevinden zich ook in een volgroeid stadium. De houtproductie varieert in deze oefening dus enkel in functie van de standplaatscondities.

Tabel 14: Gehanteerde maximale aanwascijfers ($m^3/ha.jaar$) voor 16 combinaties van bodemtextuur en drainageklasse bij een volgroeid bos van het type 'multifunctioneel loofhout' op niet-bemeste bodem (Vandekerckhove et al., 2014)

Textuurklasse	Drainageklasse			
	a	b/c	d/e/h	f/g/i
Z/V/X	4	6	6	5
S/P	5	8	8	6
A/L/M/G	3	11	10	7
E/U	3	9	10	6

Actief bemeste en bekalkte bodems geven een hogere groeikracht dan onbemeste bodems. Daarom kregen alle gronden in landbouwgebruik (klasse 7xxx volgens de Landgebruikskaart Vlaanderen (Poelmans & Van Daele, 2014)) hogere aanwascijfers toegekend. We rekenden met een aanwastoeiname van 25% op zeer natte bodems, op zand- en op zandleembodems en een toename van 10% op de overige bodems (Vandekerckhove et al., 2014). Voor gemengde textuur- en/of drainageklassen werd telkens een gemiddelde berekend van de betrokken klassen.

Omdat niet alle hout wordt geoogst, werd de resulterende kaart van de jaarlijkse aangroei vermenigvuldigd met een oogstfactor (of benuttingsgraad) van 40% op locaties met IHD-bos en een oogstfactor van 50% op stadsboslocaties. De klimaatbossen die geplaatst werden in het kader van het derde erosiebestrijdingsscenario kregen een oogstfactor van 10%, omdat in dit scenario de nadruk werd gelegd op de bijdragen aan klimaatregulatie en luchtzuivering.

Indicator 20: Economische waarde houtproductie (€/jaar)

Beschrijving

Deze indicator geeft de marktwaarde van het actueel aanbod, dit is de bruikbare houtproductie op basis van de gekozen oogstfactor.

Berekeningswijze

Er bestaan voor Vlaanderen geen precieze gegevens over het aandeel brandhout en het aandeel constructiehout in de totale hutoogst, noch over de gemiddelde prijs van hout op de informele markt. We veronderstellen dat 70% van de hutoogst aan particulieren wordt verkocht voor 12 €/m³, en 30% als materiaalhout (Vandekerkhove et al., 2014). Voor dit materiaalhout bedraagt de economische waarde, op basis van gegevens over houtverkoppen uit openbare bossen, 36,56 €/m³ (Broekx et al., 2013).

Bijlage 5: Luchtzuivering

Deze ecosysteemdienst omvat de afvang van fijn stof en gasvormige pollutanten door vegetatie, via processen van droge en natte depositie (Neirynck & Stevens, 2014). We passen dit toe voor twee pollutanten, namelijk fijn stof (partikelgrootte < 10 µm) en stikstofdioxide.

Indicatoren 8 en 9: Afvang van fijn stof en van stikstofdioxide

Beschrijving

Deze indicatoren tonen de mate waarin ecosystemen bijdragen aan de regulatie van de luchtkwaliteit op basis van de ruwheidslengte (m) van de vegetatie, of van de aanwezige grijze infrastructuur, bv. gebouwen. Op basis van de ruwheid van een landgebruik en de vegetatiekarakteristieken kan voor bepaalde pollutanten de verwachte depositie berekend worden. Die depositie verschilt naargelang de fysisch-chemische kenmerken van het pollutant (bv. fijn stof of stikstofdioxide) en de atmosferische omstandigheden. Bossen en urbane landgebruiken hebben een grotere ruwheidslengte, en vangen dus meer fijn stof en andere pollutanten af, dan ecosystemen met lagere vegetatie. De indicator houdt echter geen rekening met de ruwheidslengte van gebouwen omdat deze in de scenario's tot de niet-veranderlijke ruimte behoort.

De indicatoren tonen de gemiddelde toe- of afname van de ruwheidslengte in zones waar de vervuilingsgraad de gezondheidsnorm overschrijdt. Voor fijn stof (PM₁₀) is dat 20 µg/m³ als jaargemiddelde (norm WGO) en voor stikstofdioxide is dat 40 µg/m³ als jaargemiddelde (norm EU en WGO). Deze zones kunnen beschouwd worden als de plaatsen in Vlaanderen waar de vraag naar de ecosysteemdienst luchtzuivering het grootst is. In die optiek geeft de indicator een beeld van het gebruik van de ecosysteemdienst: vegetatie met een hoge ruwheidslengte in zones waar de gezondheidsnorm overschreden wordt zullen relatief meer bijdragen aan het invullen van de vraag naar zuivere lucht dan vegetatie in zones met een goede luchtkwaliteit.

Berekeningswijze

Voor het bepalen van de zones waar de pollutanten de gezondheidsnormen overschrijden, wordt vertrokken van de kaarten van de jaargemiddelde concentraties van stikstofdioxide (NO₂) en fijn stof (PM₁₀) voor 2015. Deze kaarten werden door de Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu (IRCEL) berekend met het RIO-IFDM model. Dit model combineert de resultaten van de interpolatie van luchtkwaliteitsmetingen (RIO-model) en van de gemodelleerde impact van emissies van punt- en lijnbronnen op de luchtkwaliteit (IFDM-model).

De concentratiekaarten werden omgezet in een binaire kaart die de zones met normoverschrijding onderscheidt van de zones zonder normoverschrijding.

Binnen deze zones met normoverschrijding wordt de ruwheidslengte van het landgebruik berekend. In de bebouwingsscenario's wordt een bepaalde ruwheidslengte omgezet in multifunctioneel loofbos dat een hogere ruwheidslengte heeft. De ruwheidslengte van de landgebruiksklassen wordt overgenomen uit (Neirynck & Stevens, 2014) – tabel bijlage 1). De ruwheidslengte voor niet-bebouwde ecosystemen varieert van 0.0002 m voor slikken, tot 1.4 m voor loof- en naaldbomen. De ruwheidslengte werd herschaald via een lineaire functie tussen 0 en 1.

De indicator toont de gemiddelde (herschaalde) ruwheidslengte binnen de zones met normoverschrijding voor stikstofdioxide en fijn stof (PM₁₀).

Indicator 20: Economische waarde van afvang van fijn stof

Beschrijving

Deze indicator geeft de economische waarde van de afvang van fijn stof (PM₁₀) in Vlaanderen. We beperken ons tot de waarde van de afvang van fijn stof omdat deze pollutant verantwoordelijk is voor ongeveer 60% van de totale ziektelast die veroorzaakt wordt door milieuverontreiniging en omdat er voor de andere pollutanten te weinig informatie beschikbaar is voor een kwantificering van de afvang. De monetaire waarde komt overeen met de vermeden kost voor gezondheidsschade in landelijke gebieden en bedraagt € 57/kg PM₁₀ (De Nocker et al., 2010; Liekens et al., 2013). Voor het bepalen van de hoeveelheid fijn stof die wordt afgevangen door vegetatie steunen we op de kengetallen die gehanteerd worden in de Natuurwaardeverkenner (Liekens et al., 2013). In tegenstelling

tot de vorige indicator (luchtzuivering o.b.v. de ruwheidslengte in gebieden met normoverschrijding), houden we bij de berekening van de afvang van fijn stof geen rekening met de fijn stofconcentraties in de lucht.

Berekeningswijze

Voor elk scenario wordt een nieuwe landgebruikskaart gemaakt, waarbij het landgebruik uit de referentiesituatie (T0) op de nieuw beboste cellen wordt omgezet in multifunctioneel loofbos.

Deze landgebruikskaarten worden vertaald in een kaart van de afvang van fijn stof ($\text{kg PM}_{10}/\text{ha} \cdot \text{jaar}$) op basis van de kengetallen uit de Natuurwaardeverkenner (Liekens et al., 2013). Deze kengetallen geven per landgebruiksklasse een inschatting van de jaarlijkse afvang van fijn stof. In de Natuurwaardeverkenner worden voor elk landgebruik minimum- en maximumschattingen gegeven. Voor de berekeningen in onze scenario's werd telkens het gemiddelde van deze schattingen genomen. Voor landgebruiksklassen waar geen kengetallen beschikbaar voor zijn, werden de cijfers voor de beschikbare landgebruiken geëxtrapoleerd op basis van verschillen in de ruwheidslengte.

Per scenario wordt het verschil in de totale afvang van fijn stof berekend t.o.v. het referentiescenario.

Bijlage 6: Regulatie van overstromingsrisico – retentie en komberging

Inleiding: watergebonden ecosysteemdiensten

Waterretentie omvat het tijdelijk vasthouden van water, afkomstig van neerslag, en vervolgens het vertraagd afvoeren via oppervlakkige afstroming en ondiepe grondwaterstroming. Retentie heeft een invloed op meerdere watergebonden ecosysteemdiensten waaronder regulatie van waterkwaliteit (bv. door de langere verblijftijd van water in de bodem), regulatie van overstromingsrisico (bv. vertraagde afvoer van piekdebieten), regulatie van de hydrologische cyclus en behoud van waterstromen (bv. meer infiltratie en aanvulling van diep grondwater), en regulatie van erosierisico (bv. minder oppervlakkige afstroming leidt tot minder bodemverlies) (zie Figuur 73). Daarnaast verhoogt waterretentie ook de koolstofvastlegging in de bodem (Jacobs et al., 2010).

Figuur 73: Vijf watergebonden ecosysteemdiensten en hun achterliggende structuren en processen op landschapsniveau (aangepast o.b.v. (Schneiders et al., 2014).

Deze watergebonden ecosysteemdiensten zijn sterk met elkaar verweven doordat ze in belangrijke mate afhangen van dezelfde ecosysteemstructuren en –processen zoals neerslag, reliëf, bodemtextuur, bodembedekking en landgebruik.

Veranderingen in landgebruik of aanpassingen in natuur- of agrarisch beheer hebben een invloed op de vegetatie of op de structuur, de doorlaatbaarheid of het microreliëf van de bodem. Ze kunnen een belangrijke impact hebben op dit complex van ecosysteemdiensten. In deze waarderingstudie laten we de ecosysteemdiensten reguleren van de hydrologische cyclus & behoud van waterstromen, waterproductie en regulatie van waterkwaliteit buiten beschouwing. De overige twee diensten definiëren we als volgt:

1. Regulatie van overstromingsrisico omvat zowel een aspect retentie als een aspect komberging. Retentie betekent het tijdelijk vasthouden en vertraagd afvoeren van water afkomstig van neerslag, vooral bij piekdebieten. We karteren in deze studie de invloed van landgebruiksveranderingen, meer bepaald vegetatiewijzigingen, op retentie. De invloed van landgebruiksveranderingen op infiltratie en op de aanvulling van diep grondwater blijven hierbij buiten beschouwing. Het aspect komberging betekent het opvangen van overstromingen vanuit waterlopen. We analyseren deze dienst door de invloed van de landgebruiksveranderingen in de scenario's op het kombergend vermogen na te gaan. Dit komt verder aan bod in bijlage 9.

2. Regulatie van erosierisico hangt in grote mate af van de mate waarin neerslag wordt opgevangen door vegetatie (interceptie), waarna het verdampt of vertraagd wordt afgevoerd, of kan infiltreren in de bodem en tijdelijk wordt vastgehouden (retentie). Meer interceptie (bv. wegens een dichtere vegetatie) en meer infiltratie en retentie (bv. wegens een anders bewerkte bodem) leiden tot een verminderde en tragere afstroming, en een kleiner risico op bodemverlies door watererosie. Die verminderde afstroming, in combinatie met verminderd sedimenttransport, leidt ook tot een daling van het overstromingsrisico. We analyseren de regulatie van het erosierisico op basis van de hoeveelheid vermeden bodemerosie, uitgedrukt in ton per hectare. Dit komt verder aan bod in bijlage 9.

Indicator 10: Retentie van regenwater

Beschrijving

Deze indicator vergelijkt in hoeverre de veranderingen in landgebruik in de scenario's de afstroming van regenwater afremmen. Daarbij houden we rekening met de topografie en de invloed van het landgebruik op de oppervlakkige afstroming. Cellen die door hun topografische ligging een hoge potentie hebben om water tijdelijk vast te houden en waar de bodembedekking zorgt voor een lage oppervlakkige afstroming, krijgen een hoge indicatorscore. De indicatorscore vermindert wanneer door een verandering van het landgebruik de oppervlakkige afstroming toeneemt. Zo zorgt een toename van de bodemafdekking, bv. door extra bebouwing, voor minder infiltratie en meer afstroming naar waterlopen. De retentiecapaciteit wordt uitgedrukt in een score van 0 tot 100.

Berekeningswijze

Als basiskaart wordt de geschiktheid voor tijdelijke retentie gebruikt (ECOPLAN 14_1_4). Deze kaart werd ontwikkeld in het kader van het ECOPLAN-project en berekent op basis van de topografie een relatieve score (0-100) voor het tijdelijk vasthouden van water (zie www.ecosysteemdiensten.be). Deze score houdt geen rekening met het landgebruik en toont dus eerder een potentiële geschiktheid van de omgeving voor retentie.

Om ook de invloed van het landgebruik op retentie in rekening te brengen, wordt de basiskaart vermenigvuldigd met een correctiefactor ($1-S_v$). De factor vermindert de score uit de basiskaart in functie van de oppervlakkige afstroming (S_v). De oppervlakkige afstroming wordt berekend met de methode van Wetspass (Batelaan & Woldeamlak, 2003) en is een functie van het landgebruik onder maximale runoff condities (een kleibodem op een grote helling):

$$S_v = S_{v-pot} \times C_{HOR} \text{ met } S_{v-pot} = C_{sv} \times (P - I)$$

waarbij P = neerslag (1), I = interceptie (fractie in functie van landgebruik), C_{sv} = afstromingscoëfficiënt (functie van vegetatie, bodemtype en helling), $CHOR$ = coëfficiënt voor het deel van zomerneerslag dat bijdraagt aan hortonische afstroming (0.09 voor heide (zandgrond) en 0.95 voor ander landgebruik (kleibodem)). De waarden voor de interceptie en de afstromingscoëfficiënt (C_{sv}) werden genomen uit de tabellen van Batelaan & Woldeamlak (2003).

Voor elk scenario werd een nieuwe landgebruiksk kaart gemaakt, waarbij het landgebruik uit de referentiesituatie (T0) op de nieuw beboste cellen wordt omgezet in multifunctioneel loofbos. Op basis van deze landgebruikskarten wordt per scenario voor elke pixel de retentiescore berekend en vergeleken met de referentiesituatie.

Indicator 11: Kombergend bij overstromingen

Beschrijving

Deze indicator toont in welke mate landgebruiksveranderingen een invloed hebben op het kombergend vermogen van laaggelegen gebieden nabij beken en rivieren, waardoor die gebieden overstromingsrisico's stroomafwaarts (of stroomopwaarts, langsheen getijdenrivieren) kunnen helpen reduceren. Dit vermogen wordt bepaald door de topografie en door de combineerbaarheid van het landgebruik met een overstroming.

Deze indicator vergelijkt de veranderingen in het kombergend vermogen van gebieden tussen de drie scenario's en ten opzichte van de begintoestand (T0). Daarbij wordt het overstromingsgevoelige gebied in Vlaanderen onderverdeeld in clusters van aangesloten cellen die in eenzelfde overstromingszone liggen. Voor elk van die clusters wordt vervolgens gekeken hoe de combineerbaarheid van het landgebruik met een overstroming verandert

in functie van de verschillende scenario's. De indicator toont het aandeel van de clusters waarin er een positieve of negatieve verandering optreedt in de combineerbaarheid van het landgebruik.

Berekeningswijze

Als basiskaart wordt de kaart gebruikt van de zones die in overstromingsgevoelig gebied liggen bij een overstromingskans van 1 op 100 jaar (T100 – CIW (2013)).

Vervolgens werden de overstromingsgevoelige gebieden opgedeeld in deelzones op basis van de aanwezigheid van hoofdwegen, spoorwegen en waterlopen.

In ieder deelgebied dat hierdoor ontstaat, werd voor elke cel de combineerbaarheid van het landgebruik met overstromingen bepaald. De combineerbaarheid wordt uitgedrukt in een score van 1 (niet verplaatsbaar en niet combineerbaar) tot 5 (aangepast aan overstroming). Hiervoor werden de criteria gebruikt uit (Schneiders et al., 2014, Bijlage 5). Daarbij werd de combineerbaarheid van sommige landgebruiksklassen verlaagd om de maatschappelijke realiteit beter te reflecteren. Zo werd de combineerbaarheid van landbouwteelten (excl. grasland) verlaagd van score 4 naar score 3. De score voor hoog- en laaggroen in urbaan gebied werd verlaagd van 4 naar 2 omdat het hierbij vaak gaat om tuinen en plantsoenen die in de realiteit nauwelijks ingezet worden om water te bergen.

Voor elk scenario werd een nieuwe landgebruikkaart gemaakt, waarbij het landgebruik uit de referentiesituatie (T0) op de nieuw beboste cellen wordt omgezet in multifunctioneel loofbos (combineerbaarheidsscore 3) of wilgen/elzenbroekbos (combineerbaarheidsscore 5). De keuze voor het type bos werd gemaakt op basis van de kaart van de Potentieel Natuurlijke Vegetatie (PNV). Deze kaart is gebaseerd op de bodemkaart en geeft weer welke natuurlijke vegetatie zich zou kunnen ontwikkelen bij een natuurlijke verbossing. Nieuw beboste cellen die in een polygoon vallen die volgens de PNV-kaart wilgenvloedbos of elzenbroekbos kunnen worden, krijgen een combineerbaarheidsscore 5, al de rest score 3.

Voor elk deelgebied werd ten slotte per scenario het aantal cellen per combineerbaarheidsklasse berekend en vergeleken met de referentiesituatie.

Bijlage 7: Regulatie van erosierisico

De regulatie van het erosierisico is een regulerende ecosysteemdienst die sterk verweven is met de overige watergebonden ecosysteemdiensten (zie Figuur 73). Erosie van de bodem kan optreden ten gevolge van water of wind (Van der Biest et al., 2014). In deze studie behandelen we enkel bodemerosie door water. Die ontstaat wanneer bodemdeeltjes door de impact van regendruppels en van oppervlakkig afstromend water worden losgemaakt en getransporteerd. Het meegevoerde bodemmateriaal noemen we sediment. Het bodemverlies door erosie leidt op langere termijn tot een afname van de kwaliteit en de kwantiteit van landbouwbodems. Het getransporteerde sediment kan, wanneer het in urbaan gebied terechtkomt, overlast veroorzaken en noodzaakt de getroffen en/of de samenleving tot opruim- en eventueel herstelkosten. Bijna één derde van het bodemverlies in Vlaanderen komt terecht in waterlopen. Ook hier brengt het ruimen van slib kosten met zich mee. Bovendien kan de sedimentstroom nutriënten en chemische verontreiniging bevatten, die de waterkwaliteit en bodemkwaliteit in afstroomse gebieden verlaagt, wat opnieuw ecologische, maatschappelijke en economische kosten kan veroorzaken. We waarderen en vergelijken de regulatie van het erosierisico in de onderzochte scenario's op basis van de volgende indicatoren.

Indicator 12: Vermeden erosie (ton/ha.jaar)

Beschrijving

De indicator geeft aan in welke mate de landgebruiksverandering resulteert in bijkomende vermeden erosie (ton droge stof/ha). De vermeden erosie is afhankelijk van de erosiebescherming van de oorspronkelijke en nieuwe vegetatie, die van bos is steeds groter dan die van gras, maïs, fruit en akker. Daarnaast is de vermeden erosie ook afhankelijk van het gevoerde beheer. Zo resulteert bijvoorbeeld ploegen in een lagere erosiebescherming dan niet-kerende bodembewerking.

Berekeningswijze

De berekening van vermeden erosie gebeurt aan de hand van de RUSLE-vergelijking (Revised Universal Soil Loss Equation; Renard et al. 1997). Dit is een wiskundige formule die rekening houdt met de hellingsgraad en -lengte, het klimaat, bodemtype, landgebruik en landbeheer. De berekeningswijze wordt in detail beschreven in bijlage 2 van het Technisch Rapport 'Hoofdstuk 7. Maatregelen om het ESD aanbod van landbouw te verhogen' (www.nara.be).

Indicator 20: Vermeden ruimings- en stortkosten (€/jaar)

Beschrijving

De indicator geeft aan in welke mate de landgebruiksverandering resulteert in bijkomende vermeden kosten gerelateerd aan bodemerosie door water. De kosten die in rekening gebracht werden zijn de ruimings- en stortkosten van (niet) vervuild bagger (dus het afgespoeld sediment dat in waterlopen terechtkomt) en de schadekosten van modder aan private en publieke infrastructuur.

Berekeningswijze

Er werd een eenheidskost berekend (€/ton droge stof vermeden erosie). Hierbij werd verondersteld dat de vermeden baggerkost geldt voor gans Vlaanderen en dat de vermeden modderschadekost beperkt is tot de zandleem- en leemstreek. Voor de baggerkost waren de bronnen Rekenhof (2016b) en Bal (2005). De resulterende eenheidsprijs was 31 €/ton droge stof (DS) bij niet vervuild slib en 56 €/ton droge stof bij vervuild slib. Voor de modderschadekosten was de bron Evrard et al. (2007) die een kostprijs berekenden op basis van rampenfondsdata. Evrard et al. (2007) vonden op basis van een analyse van het rampenfonds dat modderschade jaarlijks tussen 12,5 en 122 miljoen € schade aanricht aan publieke infrastructuur en 0,7 tot 7,8 miljoen € aan private infrastructuur (huizen) in België. Rekening houdende met de oppervlakte van Vlaanderen en Wallonië en de geschatte erosie in de leemstreek, zandleemstreek en weidestreek in Vlaanderen, zijnde 1,46 miljoen ton (eigen berekening) geeft dit een eenheidskost van minimaal 5 €/ton DS en maximaal 45 €/ton. Beide kosten samen geven gemiddeld een eenheidskost van 43 €/ton DS voor de Vlaamse zandstreek, kempen, polders en duinen en 69 €/ton DS voor de zandleem- en leemstreek en de weidestreek.

Bijlage 8: Regulatie van globaal klimaat

Deze ecosysteemdienst omvat het verlagen van de atmosferische concentratie van koolstofdioxide (CO₂) door het vastleggen van koolstof in de vegetatie of in de bodem (Lettens et al., 2014). Koolstofopslag in de strooisellaag blijft buiten beschouwing.

Indicator 13: Koolstofopslag in de bodem (ton/ha)

Beschrijving

Deze indicator toont de verandering in de organische koolstofvoorraad van de bodem, uitgedrukt in ton C per hectare. De hoeveelheid organische koolstof in de bodem varieert in Vlaanderen hoofdzakelijk in functie van landgebruik, bodemtextuur en grondwaterstand (Meersmans et al., 2008). Aangenomen wordt dat de variaties in reliëf en klimaat gering zijn en slechts een beperkte invloed hebben op de koolstofvoorraad (Lettens et al., 2014).

Berekeningswijze

Voor de kwantificering van de bodemorganische koolstof maakten we gebruik van het meervoudige regressiemodel van Meersmans et al. (2008). Dit model berekent de koolstofvoorraad in de bodem tot op een diepte van 1 meter als een functie van landgebruik (bos, grasland, akkerland of heide), bodemtextuur en grondwaterstand. Tabel 15 toont de vergelijkingen voor deze vier landgebruiken. Aan elke vergelijking werd een bijkomende correctiefactor toegevoegd. De reden hiervoor is dat de meetgegevens die de basis vormden voor het regressiemodel door de gebruikte meetmethode (Walkley & Black) de koolstofvoorraad onderschatten. Meersmans (2008) verrekende reeds een correctiefactor van 1,33. Deze correctie werd door Lettens et al. (2007) en De Vos et al. (2007) ontoreikend bevonden. Tabel 16 geeft de bijkomende correctiefactoren, d.w.z. bovenop de door Meersmans toegepaste correctie, per landgebruik weer. Voor de vergelijking van heide was geen aanvullende correctiefactor beschikbaar en werd de correctiefactor van bos gebruikt.

Tabel 15: Regressievergelijkingen voor het berekenen van de totale potentiële koolstofvoorraad in de bodem (ton C/ha) tot op een diepte van 1 m voor vier landgebruiksklassen. GLG = gemiddelde laagste grondwaterstand, GHG = gemiddelde hoogste grondwaterstand, Dg = geometrisch gemiddelde korrelgrootte

Landgebruik	Functie
akkerland	$SOC = [-10,1203 * GLG/100 + (0,0745 * \%klei - 2,6435 * Dg + 0,0305 * (\%leem + \%zand) * GHG/100 + 10,0246 * Dg^2 * GHG/100 - 2,9248 * GHG/100) + 22,4712] * 10 * \text{correctiefactor}$
grasland	$SOC = [-10,1203 * GLG/100 + (0,1675 * \%klei - 2,6435 * Dg + 8,4910 * Dg^2 * GHG/100 - 2,9248 * GHG/100) + 25,4903] * 10 * \text{correctiefactor}$
bos	$SOC = [-10,1203 * GLG/100 + (0,1675 * \%klei + 2,3339 * Dg - 1,9971 * GHG/100) + 24,0896] * 10 * \text{correctiefactor}$
heide	$SOC = [-10,1203 * GLG/100 + (0,1675 * \%klei + 2,3339 * Dg - 1,9971 * GHG/100) + 24,5838] * 10 * \text{correctiefactor}$

Tabel 16: Bijkomende correctiefactoren voor de functies in Tabel 15 (bos op basis van De Vos et al. (2007), akkerland en grasland op basis van Lettens et al. (2007))

Landgebruik	Correctiefactor
akkerland	1,1392
grasland	1,1748
bos	1,1880

Om de benodigde textuur- en drainagedata in te vullen, gingen we uit van een verrasterde versie (10 x 10 m) van de bodemkaart 2015. Niet-gekarteerde zones werden opgevuld op basis van aangrenzende cellen. Tabel 17, Tabel 18 en Tabel 19 dienden als basis om de textuur- en drainageklassen om te rekenen naar de vereiste variabelen.

Tabel 17: Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) per drainageklasse voor zware bodems (A, L, E, U) (Meersmans et al., 2008).

Drainageklasse	GHG (cm)	GLG (cm)
a	150	150
b	135	150
c	100	150
d	65	150
e	40	115
f	15	60
g	0	20
h	40	150
i	15	150

Tabel 18: Gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) per drainageklasse voor lichte bodems (S, P, Z) (Meersmans et al., 2008).

Drainageklasse	GHG (cm)	GLG (cm)
a	150	150
b	105	150
c	75	150
d	50	150
e	30	115
f	10	60
g	0	20
h	30	150
i	10	150

Tabel 19: Percentage zand, leem en klei en geometrisch gemiddelde korregrootte (Dg) per textuurklasse (Meersmans et al., 2008).

Bodemtextuur	zand (%)	leem (%)	klei (%)	Dg
Z	90	8	2	0,665042
S	75	20	5	0,347566
P	60	35	5	0,200297
L	30	60	10	0,056520
A	5	85	10	0,022556
E	35	35	30	0,035399
U	15	35	50	0,008848

Opmerking: voor textuur- en drainageklassen die niet in deze tabellen voorkomen, werden de waarden in de mate van het mogelijke ingevuld aan de hand van de beschikbare data. Voor gemengde textuur- en/of drainageklassen berekenden we een gemiddelde van de betrokken klassen. Textuurklasse G (stenig leem) werd bij A gevoegd, textuurklasse X (duinzand) bij Z en textuurklasse M (mergelgronden) bij U. Voor V- en N-bodems (samen ongeveer 0,3% van Vlaanderen) werd geen SOC-waarde berekend.

De landgebruiksklassen bos, grasland, akkerland en heide werden ruimtelijk afgebakend op basis van de Landgebruikskartaat Vlaanderen (Poelmans & Van Daele, 2014) en de MAES-classificatie (zie Tabel 13). De Landgebruikskartaat werd gecorrigeerd voor recente omschakelingen van landbouw naar natuurbeheer (zie indicator 6).

De verandering in bodemkoolstofvoorraad berekenden we als het verschil tussen de gemodelleerde koolstofvoorraad onder het huidige landgebruik en de gemodelleerde koolstofvoorraad onder het nieuwe landgebruik in de verschillende scenario's.

Over de bodemkoolstofvoorraad van landbouwgronden waarop niet-kerende bodembewerking wordt toegepast, konden we op basis van de huidige beschikbare data geen uitspraken doen. Niet-kerende bodembewerking zou vooral aanleiding geven tot een herverdeling van koolstofvoorraad tussen de bodemlagen en niet noodzakelijk tot een toename van de totale voorraad (Nelissen et al., 2016).

Indicator 14: Koolstofopslag in biomassa (ton/ jaar)

Beschrijving

Deze indicator toont de verandering in de hoeveelheid koolstof opgeslagen in biomassa, uitgedrukt in ton C per hectare en per jaar. De hoeveelheid biomassakoolstof is het grootst in bossen. Bij andere vegetaties is de koolstofopslag beduidend lager (minder biomassa) en/of van kortere duur (kortere levenscyclus van niet-houtige gewassen).

Berekeningswijze

De hoeveelheid koolstof die jaarlijks wordt opgeslagen in de biomassa van niet-bosvegetaties, wordt in deze studie als verwaarloosbaar klein verondersteld. De verandering in biomassakoolstof is dus louter toe te wijzen aan de biomassaopslag in het niet-geoogste hout van de nieuwe bossen.

We kwantificeerden de jaarlijkse koolstofopslag in biomassa van bossen op basis van de jaarlijkse houtaanwas (zie indicator 7 houtproductie). Die houtaanwas heeft enkel betrekking op spilhout. Om de totale hoeveelheid biomassa, inclusief top hout en wortels, te kennen, vermenigvuldigden we de aanwas met een soortspecifieke biomassaexpansiefactor (BEF). Vervolgens werd de hoeveelheid koolstof in die biomassa geschat aan de hand van een soortspecifiek kengetal voor de koolstofdichtheid van het hout (C/m^3) (Broekx et al., 2013). In deze studie rekenden we met de biomassaexpansiefactor en de koolstofdichtheid voor multifunctioneel loofhout (zie ook indicator 7 houtproductie). De BEF werd geschat op 1,55, de koolstofdichtheid op $0,283 \text{ ton } C/m^3$ (Van Reeth et al., 2015).

Zoals bij de indicator voor houtproductie, werd gerekend met een oogstfactor van 50% voor stadsbos, 40% voor IHD-bos en 10% voor bos dat ingezet wordt als erosiebestrijdingsmaatregel. De jaarlijkse koolstofopslag in biomassa is dus het resultaat van het product van de jaarlijkse houtaanwas, de BEF, de koolstofdichtheid en een niet-oogstfactor van 50% voor stadsbos, 60% voor IHD-bos en 90% voor erosiebestrijdingsbos.

Indicator 20: Economische waarde van koolstofopslag in bodem en biomassa (€/jaar)

Beschrijving

Deze indicator weerspiegelt de economische waarde van de verandering van koolstofopslag in bodem en biomassa in €/ha.jaar.

Berekeningswijze

De kwantificering van de koolstofopslag in biomassa resulteerde in een cijfer voor de jaarlijkse toename (ton C/ha.jaar). Voor bodemkoolstof daarentegen vertrokken we van een cijfer voor de totale voorraad in ton C/ha. De economische waarde van die koolstofopslag is gebaseerd op een schatting van wat het zou kosten om via allerlei emissiereductiemaatregelen de gemiddelde stijging van de temperatuur op aarde te beperken tot $2^\circ C$ (mitigatiekostenmethode). Voor 2016 bedraagt die waarde $161,2 \text{ €/ton biomassakoolstof per jaar}$. Om de economische waarde van de toegenomen voorraad bodemkoolstof te berekenen, wordt de monetaire kapitaalswaarde van die voorraad omgezet in een jaarlijkse baat op basis van een annuïteitenfactor (Van Reeth et al., 2015). Daarbij werd een dalende maatschappelijke discontovoet gebruikt voor een periode van 300 jaar, de tijd waarin een inheems loofbos ongeveer zijn volledige maturiteit bereikt. Dit resulteert in een economische waarde van $161,2 * 2,2\% = 3,54 \text{ € per ton bodemkoolstof per jaar (2015)}$.

Bijlage 9: Landschapsaantrekkelijkheid en recreatie

Indicator 15: Bevolking met nabijgelegen stadsbos voor recreatie

Beschrijving

Deze indicator toont de invloed van de landgebruiksverandering op de afstand tot open groene ruimte, meer bepaald tot stadsgroen (cluster van minstens 60 ha bos en ander groen op hoogstens 3,2 km) en tot stadsbos (cluster van minstens 200 ha op hoogstens 5 km). Voor de maximaal wenselijke afstand van groene ruimte ten opzichte van bebouwd gebied en voor de minimaal vereiste oppervlakte per inwoner, bestaan geen wettelijke normen. De definitie van de typen groen is gebaseerd op het referentiekader van Van Herzele et al. (2000) dat werd ontwikkeld in opdracht van het Milieuraapport, Vlaamse Milieumaatschappij. Dit referentiekader stelt afstanden van 3,2 km respectievelijk 5 km voorop om het aanbod groene ruimte voor een Vlaming te laten meetellen als stadsgroen of stadsbos.

Berekeningswijze

Voor deze indicator werd de invloed van de landgebruiksveranderingen op het beschikbare aanbod van clusters stadsgroen en stadsbos berekend. De clusters werden afgebakend op een resolutie van 100 m. Onder 'groen' verstaan we clusters open groene ruimte van natuur, bos en park. Daaraan wordt ook landbouw toegevoegd, indien de omgeving van een pixel landbouw op de landgebruikskaart minstens 30% groen bevat. Voor grotere groenclusters wordt een grotere omgeving in aanmerking genomen. Ook water wordt onder bepaalde voorwaarden meegeteld (Verachttert et al., 2017). Vervolgens werd berekend op basis van de inwonerskaart (FOD Binnenlandse Zaken, 2013) welk percentage Vlamingen op meer of minder dan 3,2 km c.q. 5 km van stadsgroen c.q. stadsbos woont. De afstand werd bepaald via de openbare wegen van het Wegenregister van het Agentschap Wegen en Verkeer. De berekeningen voor deze indicator, evenals die voor de indicatoren 16 en 17, werden uitgevoerd door VITO in opdracht van INBO, in het kader van de Referentietaken Natuurrapportering (Verachttert et al., 2017).

Indicator 16: Landschapsaantrekkelijkheid voor recreatie

Beschrijving

Deze indicator toont het effect van de landgebruiksverandering op de aantrekkelijkheid van het landschap voor recreatie. Die aantrekkelijkheid wordt bepaald door een mix van gebiedseigen kenmerken zoals de hoeveelheid groene ruimte, de natuurlijkheid van het landschap, de diversiteit ervan, het reliëf, de nabijheid van water en de erfgoedwaarde (De Nocker et al., 2016). Omgevingskenmerken zoals lawaai, horizonvervuiling en de nabijheid van industrie beïnvloeden de aantrekkelijkheid negatief. De landschappelijke aantrekkelijkheid op basis de landgebruikskaart anno 2014 wordt getoond in Figuur 74.

Landschapsaantrekkelijkheid vormt een van de elementen die het recreatief gebruik van een landschap bepalen (zie indicator 17). Dat recreatief gebruik hangt verder ook af van de grootte, de bereikbaarheid en de toegankelijkheid van de groene ruimte via paden, routes of bezoekerscentra, en van de bevolkingsdichtheid in de omgeving en de sociaal-economische kenmerken van die bevolking. De bereikbaarheid en toegankelijkheid van de gebieden maken geen deel uit van indicator 16, maar worden wel in rekening gebracht bij indicator 17.

Berekeningswijze

De landschapsaantrekkelijkheid wordt bepaald met behulp van de recreatiemodel, ontwikkeld door VITO in het kader van het project ECOPLAN en eerder onderzoek (De Nocker et al., 2016). Daarbij wordt voor elke 100x100 m-cel (1ha) van de landgebruikskaart een aantrekkelijkheidsscore berekend in functie van het landgebruik en de omgevingskenmerken in een straal van 500 m. De natuurlijkheid van het landschap wordt bepaald als het aandeel natuur, bos en water in de groene ruimte. Natuurlijk groen en water krijgen een score van 0,01 per % aandeel in het landgebruik, voor landbouwgebied bedraagt die score 0,005 per %. Er worden opslagfactoren toegepast voor diversiteit, meer bepaald als het bosaandeel in het landschap tussen 20% en 80% ligt, en voor de aanwezigheid van water, van reliëf en van cultuurhistorisch erfgoed. Er worden afslagfactoren toegepast voor de nabijheid van bebouwing en zware industrie, voor horizonvervuiling (bv. hoogspanningsleidingen en windmolens) en voor geluidsoverlast. De score van elke cel wordt genormaliseerd in het 0-1-interval. De scores werden voor een aantal gebieden gevalideerd door na te gaan of in gebieden waar op basis van andere informatie (bv.

expertenbeoordelingen) een hogere score wordt verwacht, dit door de modellering wordt bevestigd. Een uitgebreidere toelichting wordt beschreven in (De Nocker et al., 2016). Voor de kaarten in het Natuurrapport 2016 werd het aantal klassen gereduceerd tot 5, onderverdeeld als 'zeer laag' (score 0-0,15), 'laag' (0,16-0,3), 'middelmattig' (0,31-0,45), 'hoog' (0,46-0,65) en 'zeer hoog' (0,66-1) (zie Figuur 39).

Figuur 74: Landschapsaantrekkelijkheid voor recreatie in Vlaanderen. De kaart is gebaseerd op de landgebruikskaart van 2014 (De Nocker et al., 2016).

Indicator 17: Recreatieve bezoeken aan open groene ruimte (bezoeken per ha per jaar)

Beschrijving

Deze indicator geeft het verwachte effect van de landgebruiksverandering op het gebruik van de ruimte voor diverse vormen van recreatie met name wandelen, fietsen, verplaatsingen met een voortraject en verblijfstoerisme. Het aantal bezoeken wordt uitgedrukt per 100x100 m-cel als aantal bezoeken per ha per jaar (De Nocker et al., 2016). Het aantal bezoeken hangt af van enerzijds het aanbod aan landschappelijk aantrekkelijke en toegankelijke ruimte, en anderzijds van de nabijheid van een vraag naar recreatie. Het aanbod wordt bepaald door de landschapsaantrekkelijkheid (zie indicator 16), de bereikbaarheid en de toegankelijkheid ervan (aanwezigheid en densiteit van paden, routes en bezoekerscentra). De vraag is de resultante van een lokale vraag (bevolkingsdichtheid + sociaal-economische kenmerken in de onmiddellijke omgeving) en een bovenlokale vraag (per toeristische regio) door verblijfstoeristen. Naarmate een gebied verder gelegen is van de plaats van waaruit een recreatievraag bestaat, is het aantal bezoeken aan dat gebied kleiner. Naarmate dat gebied groter is, wordt verwacht dat het vanop grotere afstand bezoekers aantrekt. De afstand tot een gebied wordt berekend op basis van afstand via de openbare wegen, opgenomen in het Wegenregister van het Agentschap Wegen en Verkeer.

Berekeningswijze

De berekening van aantal bezoeken per jaar wordt berekend per 100x100 m-cel en houdt rekening met de kenmerken van de omgeving van die cel. Daartoe werd de open groene ruimte ingedeeld in clusters, gebieden die aansluiten bij de beleving van de recreant, en waarvoor de afbakening louter op basis van landgebruik en eigenaarschap niet voldoet (De Nocker et al., 2016).

De vraag naar recreatie wordt uitgedrukt in aantal bezoeken per jaar door inwoners en toeristen. De bezoeken door inwoners zijn berekend op basis van het aantal inwoners, hun woonplaats en het verwachte aantal bezoeken per

jaar per inwoner. Voor het aantal inwoners werden de gegevens uit de bevolkingskaart van de FOD Binnenlandse Zaken (2013) gebruikt. Het aantal toeristen werd bepaald op basis van toeristische gegevens over het aantal overnachtingen in een gemeente, gegevens over gastenkamers en tweede verblijven, en omvat zowel binnenlandse als buitenlandse toeristen.

Voor de invloed van veranderingen in de oppervlakte toegankelijke groene ruimte wordt, op basis van een literatuuronderzoek, een elasticiteit van 0,4 verondersteld (Broekx et al., 2013; Colson, 2009; Siikamäki, 2011). Een toename in de oppervlakte groene ruimte met 10% resulteert dus in een verwachte toename van het aantal lokale bezoeken van 4%.

Om het verwachte aantal bezoeken per 100x100 m-cel te berekenen wordt de recreatievraag vanuit een bepaalde cel in de landgebruikskaart verdeeld over de beschikbare groene ruimte in omliggende cellen in functie van de nabijheid, de omvang en de aantrekkelijkheid van het aanbod aan groene ruimte. Gebieden die dichtbij liggen worden in verhouding vaker bezocht dan verder afgelegen gebieden. Dit 'afstandsverval' speelt voor bezoeken met tragere transportmodi (bv. wandelen) over een kortere afstand dan voor bezoeken met snellere transportmodi (bv. fietsen, of bezoeken met voortransport).

De berekeningswijze en de resultaten voor verschillende typen bezoeken, worden meer in detail beschreven in De Nocker et al. (2016).

Indicator 20: Economische recreatiewaarde (€ per ha per jaar)

Beschrijving

De economische waarde van recreatie wordt geraamd op basis van de waarde van het bezoek voor de recreant. Die waarde kan voortvloeien uit een brede waaier van motieven, zoals de behoefte aan rust en ontspanning, een fysieke activiteit of uitdaging, of natuurbeleving. Door het aantal bezoeken per hectare te vermenigvuldigen met de economische waarde per bezoek, wordt de recreatieve waarde per hectare in monetaire eenheden geraamd (euro per hectare per jaar). Naarmate landgebruiksveranderingen de landschapsaantrekkelijkheid en/of toegankelijkheid van een gebied beïnvloeden, verandert ook het verwacht aantal bezoeken aan dat gebied en de recreatieve waarde ervan.

Berekeningswijze

De waarde is gebaseerd op een gemiddelde schatting op basis van (internationale) literatuur, en houdt rekening met de duur van een bezoek en de afstand tot de woonplaats (Bateman et al., 2011; Liekens et al., 2009; Sen et al., 2011). Er wordt een onderscheid gemaakt tussen lokale wandelingen ('ommetjes, 1,5 euro per bezoek), fietsen (3 euro per bezoek) en recreatie met voortransport en verblijfstoerisme (12 euro per bezoek). De waarde van een bezoek verschilt niet naargelang het type natuur of landschap, maar dit onderscheid werkt wel door in de kwantificering van het aantal bezoeken. Doordat sommige natuur- en landschapstypen een grotere aantrekkelijkheidsscore hebben en meer bezoeken aantrekken, en vooral ook meer bezoeken met voortransport aantrekken, genereren zij een hogere recreatieve waarde. De berekeningsmethoden en de resultaten voor de verschillende recreatievormen worden uitvoeriger beschreven in De Nocker et al. (2016) en Verachtert et al. (2017).

Bijlage 10: Detail bij de resultaten van de waardering voor het thema erosiebestrijding

De volgende zes grafieken illustreren de toe- en afnames van de economische waarde van zes ecosysteemdiensten in de drie scenario's voor erosiebestrijding. Ondanks de uiteenlopende aard van de maatregelen en de verschillen in schaal en ambitieniveau tussen de drie scenario's, is het patroon van het welvaartseffect van de landgebruiksveranderingen in de drie scenario's gelijkaardig.

Figuur 75: Overzicht van de economische waarde van erosiebestrijding volgens 3 scenario's, telkens op basis van de verwachte veranderingen in zes ecosysteemdiensten. De drie linkergrafieken waarden het verlies aan landbouwinkomsten op basis van het brutosaldo, vanuit de veronderstelling dat getroffen landbouwbedrijven kunnen blijven voortbestaan. De drie rechtergrafieken waarden het verlies van landbouwinkomsten op basis van het factorinkomen, vanuit de veronderstelling dat getroffen landbouwbedrijven hun activiteiten zouden moeten stopzetten of fundamenteel moeten heroriënteren.

Referenties

- Aertsens J., De Nocker L., Lauwers H., Norga K., Simoens I., Meiresonne L., Turkelboom F., Broekx S. (2012). Daarom groen! Waarom u wint bij groen in uw stad of gemeente. Studie uitgevoerd in opdracht van ANB - Afdeling Natuur en Bos. VITO. 144-144 p.
- Ash N. (2010). Ecosystems and human well-being. A manual for assessment practitioners: Island Press.
- Bal J. (2005). Structureel uitvoeringsplan bagger- en ruimingsspecie, versie naar kabinet. Administratie Waterwegen en Zeewezen.
- Batelaan O., Woldeamlak S.T. (2003). ArcView Interface for WetSpa, User manual, Version 1-1-2003. Brussel: Department of Hydrology and Hydraulic Engineering, Vrije Universiteit Brussel. 50 p. p.
- Bateman I., Abson D., Andrews B., Crowe A., Darnell A., Dugdale S., Fezzi C., Foden J., Haines-Young R., Hulme M. et al. (2011). Valuing Changes in Ecosystem Services: Scenario Analysis. The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. Cambridge: UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC. p 1265-1308.
- Batker D., Schmidt R., Harrison-Cox J., Christin Z. (2011). The Puyallup River Watershed: An ecological economic characterization. Earth Economics,.
- Bomans K., Dugernier M., Gulinck H., Steenberghen T., Vranken L. (2013). Evaluatie van de drukfactoren in agrarische gebieden en opstellen van een ruimtelijk afwegingskader voor niet-agrarische transformaties. Antwerpen: Antea Group & KU Leuven. 145 p.
- Boonen R. (2015). How to feed and not eat our world ? Leuven: KU Leuven, Arenberg Doctoral School, Faculty of Bioscience Engineering.
- BOS+. (2012). Bosbarometer 2012. Gontrode (Melle): BOS+.
- BOS+. (2015). Bosbarometer BOS+.
- Bouckaert G. (1993). Measurement and Meaningful Management. Public Productivity and Management Review XVII(1):31-43.
- Bouckaert G., Verhoest K., Wouters A. (2000). Van effectiviteit van coördinatie naar coördinatie van effectiviteit. Brugge: Instituut voor de Overheid.
- Brabers L., De Nocker L., Broekx S. (2015). Hedonische analyse: groenindicatoren. Studie in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos. Mol: Vito.
- Broekx S., De Nocker L., Liekens I., Poelmans L., Staes J., Van der Biest K., Meire P., Verheyen K. (2013). Raming van de baten geleverd door het Vlaamse Natura 2000-netwerk. Studie uitgevoerd in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB/IHD/11/03) door VITO, Universiteit Antwerpen en Universiteit Gent. Brussel. 2013/RMA/R/87.
- Brouwers J., Peeters B., Van Steertegem M., van Lipzig N., Wouters H., Beullens J., Demuzere M., Willems P., De Ridder K., Maiheu B. et al. (2015). MIRA Klimaatrapport 2015, over waargenomen en toekomstige klimaatveranderingen. Aalst: Vlaamse Milieumaatschappij i.s.m. KU Leuven, VITO en KMI. 147 p.
- Brundtland G.H. (1987). Our Common Future. Report of the World Commission on Environment and Development. United Nations. A/42/25.
- Burrell W.G., Morgan G. (1979). Sociological paradigms and organizational analysis. London: Heinemann.

- Chan K.M.A., Balvanera P., Benessaiah K., Chapman M., Díaz S., Gómez-Baggethun E., Gould R., Hannahs N., Jax K., Klain S. et al. (2016). Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(6):1462-1465.
- Chan K.M.A., Satterfield T., Goldstein J. (2012). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74:8-18.
- CIW. (2013). Methodiek opmaak van overstromingsgevaar- en risicokaarten. Aalst: Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid.
- Colson P. (2009). La fonction récréative des massifs forestiers wallons : analyse et évaluation dans le cadre d'une politique forestière. Gembloux: Gembloux. 277 p.
- Costanza R. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Costanza R. (2006). Nature: ecosystems without commodifying them. *Nature* 443:749.
- Costanza R., Daly H.E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6(1):37-46.
- Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R.K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26:152-158.
- Costanza R., Folke C. (1997). Valuing ecosystem services with efficiency, fairness, and sustainability as goals. In: Daily G.C. (editor). *Nature's services Societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press. p 49-68.
- Crouzat E., Mouchet M., Turkelboom F., Byczek C., Meersmans J., Berger F., Verkerk P.J., Lavorel S. (2015). Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *Journal of Applied Ecology*.
- D'Haene K. (2008). The potential of reduced tillage agriculture in Flanders. Gent: Universiteit Gent.
- Daily G.C. (1997a). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington: Island Press.
- Daily G.C. (1997b). Valuing and safeguarding Earth's life-support systems. In: Daily G.C. (editor). *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press. p 365-374.
- Daily G.C., Söderqvist T., Aniyar S., Arrow K.J., Dasgupta P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A., Jansson B.-O., Kautsky N. et al. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.
- De Beck L., Peymen J., Lommaert L., Decler K. (2005). Ruimtelijk Beleid. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., Weyembergh G., Kuijken E. (editors). *Natuurrapport 2005 Toestand van de natuur in Vlaanderen: Cijfers voor het beleid*. Brussel: Instituut voor Natuurbehoud. p 343-354.
- De Keersmaeker L., Rogiers N., Lauriks R., Esprit M., Vanhoutte L. (2001). Ecosysteemvisie Bos Vlaanderen : Ruimtelijke uitwerking van de natuurlijke bostypes op basis van bodemgroeperingseenheden en historische boskaarten. Eindverslag van project VLINA C97/06, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud. 2001: Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.
- De Nocker L., Michiels H., Deutsch F., Lefebvre W., Buekers J., Torfs R. (2010). Actualisering van de externe milieuschadekosten (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering. Studie uitgevoerd in opdracht van MIRA, Milieurapport Vlaanderen. Brussel. MIRA/2010/03. 122 p.

- De Nocker L., Verachtert E., Broekx S., Poelmans L., Brabers L., Liekens I., De Valck J., Meulen M.V.d. (2016). Eindrapport omschrijving kwantificering en waardering ecosysteemdienst recreatie - methode 2016. Ecoplan - achtergronddocument. Mol: VITO. 2016/RMA/R/0965. 23 p.
- Decler K., Adriaens T., Goethals V., Ringoot B., Vandenbussche D. (2005). VEN/IVON. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., Weyembergh G., Kuijken E. (editors). Natuurrapport 2005 Toestand van de natuur in Vlaanderen: Cijfers voor het beleid. Brussel: Instituut voor Natuurbehoud. p 326-342.
- Deliège G., Neuteleers S. (2014). Ecosystem services as an argument for biodiversity preservation: Why its strength is its problem - Reply to Cimon-Morin et al. *Biological Conservation* 172:218.
- Demolder H., Schneiders A., Spanhove T., Maes D., Van Landuyt W., Adriaens T. (2014). Hoofdstuk 4: Toestand biodiversiteit. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Michels H., Schneiders A., Simoens I., Spanhove T., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Syntheserapport Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBOM20141988666. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Dendoncker N., Keune H., Jacobs S., Gómez-Baggethun E. (2014). Inclusive ecosystem services valuation. In: Jacobs S., Dendoncker N., Keune H. (editors). *Ecosystem services: Global issues, local practices*. Amsterdam: Elsevier. p 3-12.
- Díaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., Larigauderie A., Adhikari J.R., Arico S., Báldi A. et al. (2015). The IPBES conceptual framework - connecting nature and people. *Current opinion in environmental sustainability* 14:1-16.
- Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W. (2009). Natuurrapport Vlaanderen. Natuurverkenning 2030. Brussel. INBO.M.2009.7.
- Dumortier M., De Bruyn L., Wils C., Paelinckx D., Vander Mijnsbrugge K., Cox K., Sioen G., Roskams P., Vandekerckhove K., Hens M. (2005). Bossen en struwelen. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., Weyembergh G., Kuijken E. (editors). Natuurrapport 2005 Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Brussel: Instituut voor Natuurbehoud. p 88-91.
- EC. (2011). Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2011) 244 final.
- Edwards-Jones G., Davies B., Hussain S. (2000). *Ecological economics. An introduction*. Oxford, UK: Blackwell.
- Engelen G., Van Esch L., Uljee I., De Kok J.-L., Poelmans L., Gobin A., Van der Kwast H. (2011). Ruimtemodel: Ruimtelijk-dynamisch model voor Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van Steunpunt Ruimte en Wonen. Mol: VITO. 256 p.
- Estreguil C., Caudullo G., de Rigo D., San Miguel J. (2012). Forest landscape in Europe: Pattern, fragmentation and connectivity. Executive Report. Ispra, Italy: Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission.
- Evrard O., Bielders C.L., Vandaele K., Van Wesemael B. (2007). Spatial and temporal variation of muddy floods in central Belgium, off-site impacts and potential control measures. *Catena* 70(3):443-454.
- Farley J. (2008). The Role of Prices in Conserving Critical Natural Capital. *Conservation Biology* 22(6):1399-1408.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L., Montes C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69:1209-1218.

- Gómez-Baggethun E., Martín-López B., Barton D.N., Braat L., Kelemen E., Lorene M.-G., Saarikoski H., van den Berg J., Arias P., Berry P. et al. (2014). State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services. OpenNESS Project Deliverable 4.1. European Commission FP7.
- Gómez-Baggethun E., Muradian R. (2015). In markets we trust? Setting the boundaries of market-based instruments in ecosystem services governance. *Ecological Economics* 117:217-224.
- Gowdy J., Erickson J.D. (2005). The approach of ecological economics. *Cambridge Journal of Economics* 29:207-222.
- Gowdy J., Hall C., Klitgaard K., Krall L. (2010a). What every conservation biologist should know about economic theory. *Conservation Biology* 24(6):1440-1447.
- Gowdy J., Howarth R.B., Tisdell C. (2010b). Discounting, ethics and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In: Kumar P. (editor). *The economics of ecosystems and biodiversity Ecological and economic foundations*. London: Earthscan. p 257-283.
- Haines-Young R., Potschin M., Fish R., Brown C., Tindall C., Walmsley S. (2008). Scoping the potential benefits of undertaking an MA-style assessment for England. Overview Report to Defra. CEM, School of Geography, University of Nottingham. Defra Project Code NR0107.
- Hanley N., Shogren J.F., White B. (1997). *Environmental economics in theory and practice*. New York & Oxford: Oxford University Press.
- Hardin G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science* 162:1243-1248.
- Hendriks K., Braat L., Deerenberg C., van Egmond P., Gaaff A., van der Heide C.M., Jongbloed R., Klok C., Leneman H., Melman D. et al. (2014). TEEB voor gebieden. Hoofdstudie. Wageningen: Alterra, Wageningen UR. Alterra rapport 2489.
- IPBES. (2014a). Guide on the production and integration of assessments from and across all scales . Deliverable 2(a). Bonn: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPBES. (2014b). Preliminary guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services. Deliverable 3(d). Bonn: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Jacobs S., Dendoncker N., Martín-López B., Barton D.N. (2016). A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosystem Services* in press.
- Jacobs S., Spanhove T., Panis J. (2014). Hoofdstuk 5: Toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Schneiders A., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport*. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 29.
- Jacobs S., Staes J., De Meulenaer B., Schneiders A., Vrebos D., Stragier F., Vandevenne F., Simoens I., Van Der Biest K., Lettens S. et al. (2010). Ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en potentiële ecosysteemwinsten. ECOBE 010-R127.
- Jax K., Barton D.N., Chan K.M.A., de Groot R., Doyle U., Eser U., Görg C., Gómez-Baggethun E., Griewald Y., Haber W. et al. (2013). Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics* 93(0):260-268.
- Jefferson T., Jefferson Looney J. (2004). *The papers of Thomas Jefferson*. Princeton: Princeton University Press.
- Jones L., Norton L., Austin Z., Browne A.L., Donovan D., Emmett B.A., Grabowski Z.J., Howard D.C., Jones J.P.G., Kenter J.O. et al. (2016). Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land Use Policy* 52:151-162.

- Kelemen E., Barton D.N., Jacobs S., Martín-López B., Saarikoski H., Termansen M. (2015). Preliminary guidelines for integrated assessment and valuation of ecosystem services in specific policy contexts. OpenNESS Project Deliverable 4.3. European Commission FP7.
- Kettunen M., Bassi S., Gantolier S., ten Brink P. (2009). Assessing socio-economic benefits of Natura 2000: A toolkit for practitioners. Brussels.
- Ledene L., De Pril S., Couckuyt L., De Somviele B. (2011). Stads(rand)bossen: een randgeval ?! : Vereniging voor Bos in Vlaanderen. 35 p.
- Letpens S., Demolder H., Van Daele T. (2014). Hoofdstuk 24: Ecosysteemdienst regulatie van het globaal klimaat. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Schneiders A., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport. Brussel: INBO.
- Liekens I., Staes J., Schaafsma M., De Nocker L., Brouwer R., Meire P. (2009). Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA. Studie uitgevoerd in opdracht van het departement LNE, afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid. 2009/RMA/R308.
- Liekens I., Van der Biest K., Staes J., De Nocker L., Aertsens J., Broekx S. (2013). Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid. Brussel: Departement Leefmilieu, Natuur en Energie.
- Louette G., Adriaens D., De Knijf G., Paelinckx D. (2013). Staat van instandhouding (status en trends) habitattypen en soorten van de habitatrichtlijn (rapportageperiode 2007-2012). Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. 46 p.
- MA. (2005a). Chapter 1: MA Conceptual Framework. In: Millennium Ecosystem Assessment (editor). Ecosystems and human well-being Volume 1: Current state and trends. Washington D.C.: Island Press. p 25-36.
- MA. (2005b). Ecosystems and Human Well-Being. Our Human Planet. Summary for Decision Makers. Washington D.C. 109 p.
- Mahy L., Verspecht A., Van Huylenbroek G., Buysse J. (2014). Economische en politieke ontwikkelingen op internationaal vlak. Land- en tuinbouw in breder perspectief. Achtergronddocument bij het Landbouwrapport 2014. Universiteit Gent, Vakgroep Landbouweconomie.
- Martín-Lopez B., Gómez-Baggethun E., García-Llorente M., Montes C. (2014). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 37:220-228.
- Meersmans J., De Ridder F., Canters F., De Baets S., Van Molle M. (2008). A multiple regression approach to assess the spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 143:1-13.
- MESAM. (2007). Waar gaat onze bodem heen? Watererosie en bodemconservering in Vlaanderen, Wallonië en Nord - Pas de Calais Rumbeke-Beitem: MESAM en Proclam.
- Mouchet M.A., Paracchini M.L., Schulp C.J.E., Stürck J., Verkerk P.J., Verburg P.H., Lavorel S. (2017). Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators* 73:23-28.
- Natuurpunt. (2013). Factsheet Bosarm Vlaanderen. Mechelen: Natuurpunt. 4 p.
- Neiryck J., Stevens M. (2014). Hoofdstuk 19: Ecosysteemdienst regulatie van luchtkwaliteit. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Michels H., Schneiders A., Simoens I., Spanhove T., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Syntheserapport Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBOM20141988666. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Nelissen V., Van Gossum P., Reubens B., Ruyschaert G., D'Hose T., Pardon P., Van Vooren L. (2016). Hoofdstuk 7: Maatregelen om het ESD-aanbod van landbouw te verhogen (INBO.R.2016.12342977). In: Van Gossum P.,

Alaerts K., Michels H., Schneiders A., Stevens M., Van Reeth W., Vught I. (editors). Natuurrapport – Samenwerken met landschappen Technisch rapport Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBOM201612342456,. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Neuteleers S., Engelen B. (2015). Talking Money: How market-based valuation can undermine environmental protection. *Ecological Economics*.

Norgaard R.B. (1989). The case for methodological pluralism. *Ecological Economics* 1(1):37-57.

Norgaard R.B. (1992). Coevolution of economy, society and environment. In: Ekins P., Max-Neef M. (editors). *Real-life Economics Understanding wealth creation*. London: Routledge. p 76-86.

Norgaard R.B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 69(6):1219-1227.

O'Neill J. (1993). *Ecology, policy and politics. Human well-being and the natural world*. London: Routledge.

Ostrom E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325:419-422.

Overloop S., Tits M., Elsen A., Bries J., Govers G., Verstraeten G., Van Rompaey A., Poesen J., Notebaert J., De Meyer A. et al. (2011). MIRA Achtergronddocument 2010 Bodem. Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be/AG.

Paelinckx D., Sannen K., Goethals V., Louette G., Rutten J., Hoffmann M. (2009). Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Brussel. INBO.M.2009.6. 1-669 p.

Pascual U., Muradian R., Brander L., Gómez-Baggethun E., Martín-López B., Verma M., Armsworth P., Christie M., Cornelissen H., Eppink F. et al. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: Kumar P. (editor). *The economics of ecosystems and biodiversity Ecological and economic foundations*. London - Washington D.C.: Earthscan. p 183-256.

Peymen J., Adriaens T., De Beck L., Decler K. (2007). Vlaams Ecologisch Netwerk. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W. (editors). *Natuurrapport 2007 Toestand van de natuur in Vlaanderen Cijfers voor het beleid Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr4*. Brussel: INBO. p 185-203.

Poelmans L., Van Daele T. (2014). Landgebruikskaart NARA-T 2014. Studie uitgevoerd in opdracht van het INBO - Referentietraak Natuurrapportering Vlaanderen. Mol: VITO. 2014/RMA/R/45.

Poeplau C., Don A., Vesterdal L., Leifeld J., van Wesemael B., Schumacher J., Gensior A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17:2415-2427.

Rekenhof. (2016a). Ontbossing en compensatie. Uitvoering van de compensatieplicht bij ontbossing en werking van het Bossencompensatiefonds. Verslag van het Rekenhof aan het Vlaams Parlement. Brussel: Rekenhof.

Rekenhof. (2016b). Over baggerwerken in Vlaanderen. Verslag van het Rekenhof aan het Vlaams Parlement. Brussel.

Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chaplin III F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Foke C., Schellnhuber H.J. et al. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475.

RSV. (2004). Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen. Gecoördineerde versie. Brussel: Afdeling Ruimtelijke Planning, Administratie Ruimtelijke Ordening, Huisvesting, Monumenten en Landschappen, M.V.G.

RSV. (2011). Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen. 2011: Departement Ruimte Vlaanderen

- Sala O.E., Paruelo J.M. (1997). Ecosystem services in grasslands. In: Daily G.C. (editor). *Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press. p 237-252.
- Schauvliege J. (2014). *Beleidsnota 2014-2019 Omgeving. Een maatschappelijk gedragen en geïntegreerd omgevingsbeleid voor een kwaliteitsvolle leefomgeving*. Brussel: Vlaamse Regering. p 88.
- Schneiders A., Spanhove T., Breine J., Zomlot Z., Verbeiren B., Batelaan O., Decleyre D. (2014). Hoofdstuk 22: Ecosysteemdienst regulering overstromingsrisico. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Michels H., Schneiders A., Simoens I., Spanhove T., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). *Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen* Suntheserapport Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBOM20141988666. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Schneiders A., Thoonen M., Alaerts K. (2016). 50 tinten groen: naar een gemeenschappelijke beleidsstrategie voor groene infrastructuur. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2016.12342848.
- Sen A., Darnell A., Bateman I., Munday P., Crowe A., Brander L., Raychaudhuri J., Lovett A.A., Provins A., Foden J. (2011). Economic assessment of the recreational value of ecosystems in Great Britain. Report to the Economics Team of the UK National Ecosystem Assessment. Norwich, UK: CSERGE, University of East Anglia.
- Siikamäki J. (2011). Contributions of the US state park system to nature recreation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:14031-14036.
- Silvertown J. (2015). Have ecosystem services been oversold? *Trends in Ecology and Evolution* 1991:8.
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S.E., Fetzer I., Bennett E.M., Biggs R., Carpenter S.R., de Vries W., de Wit C.A. et al. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*:1-15.
- Stevens A., van Wesemael B. (2008). Soil organic carbon stock in the Belgian Ardennes as affected by afforestation and deforestation from 1868 to 2005. *Forest Ecology and Management* 256:1527-1539.
- Stevens M. (2014). Hoofdstuk 3: Drivers. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Peymen J., Schneiders A., Spanhove T., Van Gossum P., Van Reeth W. (editors). *NARA-T - Toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport*. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Tadaki M., Sinner J. (2014). Measure, model, optimise: Understanding reductionist concepts of value in freshwater governance. *Geoforum* 51:140-151.
- TEEB. (2008). *The economics of ecosystems and biodiversity. An interim report*. Welzel+Hardt, Wesseling, Germany.
- TEEB. (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations*. London: Earthscan.
- TEEB. (2013). *TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Guidance Manual for TEEB Country Studies*.
- Tishner U., Kjaernes U. (2010). Sustainable consumption and production in the agriculture and food domain. In: Tishner U., Stø E., Kjaerness U., Tukker A. (editors). *Case studies in sustainable consumption and production, food and agriculture*. Sheffield, UK: Greenleaf Publishing. p 6-44.
- Toman M. (1998). Why not calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25:57-60.
- UK National Ecosystem Assessment. (2014). *UK National Ecosystem Assessment Follow-on*. Cambridge: UNEP-WCMC.
- UNDESA. (2015). *World Population Prospects. Key Findings & Advance Tables. 2015 Revision*. New York: United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division.

- Van Delm T., Kerselaers E., Lauwers L. (2008). Nieuwe functies op het platteland: De impact van functiewijzigingen. Merelbeke: Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek.
- Van der Aa B., Lejeune G., Dumortier M. (2003). Duurzame houtoogst. In: Dumortier M., De Bruyn L., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Weyembergh G., Van Straaten D., Kuijken E. (editors). Natuurrapport 2003 Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud nr 21. Brussel. p 184-190.
- Van der Biest K., Van Gossum P., Struyf E., Van Daele T. (2014). Hoofdstuk 21: Ecosysteemdienst regulatie van erosierisico. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Schneiders A., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 50.
- Van der Straeten B., Deuninck J. (2016). Landbouwkundige waardering van gewassen/percelen. Brussel: Departement Landbouw en Visserij, Afdeling Monitoring en Studie 31 p.
- Van Gossum P., Danckaert S., Spanhove T., Wils C. (2014). Hoofdstuk 11: Ecosysteemdienst voedselproductie. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Schneiders A., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport. Brussel: INBO.
- Van Herzele A., Van Gossum P. (2009). Owner-specific factors associated with conversion activity in secondary pine plantations. *Forest Policy and Economics* 11(4):230-236.
- Van Herzele A., Wiedemann T., Van Overmeire M., Claes I., van Walsum I. (2000). Stadelijk milieu. In: MIRA-S (editor). Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: scenario's. Leuven: Garant. p 501-515.
- Van Reeth W., De Smet L., Broekx S., Spanhove T., Van Gossum P., De Nocker L., Vandekerckhove K. (2015). Economische waardering van landgebruik: een gevalstudie. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Van Reeth W., De Smet L., Demeyer R., Spanhove T., Van Gossum P. (2014a). Hoofdstuk 8: Waardering. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Peymen J., Schneiders A., Spanhove T., Van Gossum P., Van Reeth W. (editors). NARA-T - Toestand en trend van ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Van Reeth W., Panis J. (2013). TEEB Vlaanderen Haalbaarheidsstudie. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Van Reeth W., Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Schneiders A., Simoens I., Spanhove T., Van Gossum P., Peymen J. (2014b). Hoofdstuk 2: Conceptueel Raamwerk. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Schneiders A., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Vandekerckhove K., De Keersmaeker L., Demolder H., Esprit M., Thomaes A., Van Daele T., Van der Aa B. (2014). Hoofdstuk 13: Ecosysteemdienst Houtproductie. In: Stevens M., Demolder H., Jacobs S., Schneiders A., Van Gossum P., Van Reeth W., Peymen J. (editors). Natuurrapport - toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen Technisch Rapport. Brussel: INBO.
- Vandekerckhove K., De Keersmaeker L., Walleyen R., Köhler F., Crevecoeur L., Govaere L., Thomaes A., Verheyen K. (2011). Reappearance of Old-Growth Elements in Lowland Woodlands in Northern Belgium: Do the Associated Species Follow? *Silva Fennica* 45(5):909-935.
- Vandenbroucke D. (2012). Verkennende studie naar alternatieve en innovatieve financieringsmechanismen voor de implementatie van de instandhoudingsdoelstellingen in Vlaanderen. Gent: Arcadis. BE0112.000070.
- Vanholen B., Lommaert L., De Beck L., Boone N., Ameeuw G., Goethals V., Decler K. (2003). Het Vlaams Ecologisch Netwerk en het Integraal Verwevings- en Ondersteunend Netwerk. In: Dumortier M., De Bruyn L., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Weyembergh G., Van Straaten D., Kuijken E. (editors). Natuurrapport 2003

Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud nr 21. Brussel. p 230-237.

- Vatn A. (2005). Rationality, institutions and economic policy. *Ecological Economics* 55:203-217.
- Vatn A. (2009). An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics* 68:2207-2215.
- Vatn A., Bromley D.W. (1994). Choices without prices without apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* 26:129-148.
- Verachtert E., Poelmans L., Van der Meulen M. (2017). Recreatiescenario's. Studie uitgevoerd in opdracht van INBO. Mol: VITO. 43 p.
- Verenigde Naties. (1992). Verdrag inzake Biologische Diversiteit. In: Verenigde Naties, (editor). aangenomen op 5 juni 1992, in werking getreden op 29 december 1993. Rio de Janeiro: Verenigde Naties,.
- Vermang J. (2012). Erosion processes and physical quality of loamy soils as affected by reduced tillage. Gent: Universiteit Gent.
- Verspecht A., Vandermeulen V., De Bolle S., Moeskops B., Vermang J., Van Den Bossche A., Van Huylenbroek G., De Neve S. (2011). Integrated policy approach to mitigate soil erosion in West Flanders. *Land Degradation & Development* 22:84-96.
- Verstraeten G., Poesen J., Goossens D., Gillijns K., Bielders C.L., Gabriëls D., Ruyschaert G., M. V.d.E. (2006). Belgium. In: J. B., Poesen J. (editors). *Soil erosion in Europe*. Chichester: Wiley. p 385-411.
- Verstraeten G., Poesen J., Govers G., Gillijns K., Van Rompaey A., Van Oost K. (2003a). Integrating science, policy and farmers to reduce soil loss and sediment delivery in Flanders, Belgium. *Environmental Science & Policy*(6):95-103.
- Verstraeten G., Van Oost K., Van Rompaey A., Poesen J., Govers G. (2002). Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management* 19:386-394.
- Verstraeten G., Van Rompaey A., Poesen J., Van Oost K., Govers G. (2003b). Evaluating the impact of watershed management scenarios on changes in sediment delivery to rivers? *Hydrobiologia* 494:153-158.
- Vilt. (2016) 20/01/2016. Bos+ ziet nog eigen bos verdwijnen volgens eigen barometer. Vlaams infocentrum land- en tuinbouw.
- Vitse T. (2005). Bosuitbreiding in Vlaanderen. Plannen en Uitvoeren. In: Groen A.B., (editor). Brussel. p 13.
- VMM. (2014). Megatrends: ingrijpend maar ook ongrijpbaar? Hoe beïnvloeden ze het milieu in Vlaanderen? MIRA Toekomstverkenning 2014. Aalst: Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM. (2016). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag Immissiemeetnetten - 2015. Aalst: Vlaamse Milieumaatschappij. 272 p.
- Wustenberghs H., Claeys D., J. D.H., Claeys S., Overloop S. (2007). MIRA Achtergronddocument 2007 Landbouw. Vlaamse Milieumaatschappij.

Lectoren

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

Sylvie Danckaert, Departement Landbouw en Visserij, AMS

Glenn Deliège, KU Leuven, Husserl Archief, Centrum voor Fenomenologie en Continentale Wijsbegeerte

Carl De Schepper, Agentschap voor Natuur en Bos

Joeri Deuninck, Departement Landbouw en Visserij, AMS

Anke Geeraerts, Natuurpunt

Jeroen Meersmans, Cranfield University, Soil and Agrifood Institute

Jan Menschaert, Agentschap voor Natuur en Bos

Stijn Neuteleers, Université Catholique de Louvain

Jeroen Panis, Agentschap voor Natuur en Bos

Jan Vermang, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, ALBON

Lieve Vriens, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek