



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



Hoofdstuk 10

Ecosysteemdienstengericht beleid

*Peter Van Gossum, Helen Michels, Lode De Beck,
Luc De Keersmaeker*

Auteurs:

Peter Van Gossum, Helen Michels, Lode De Beck, Luc De Keersmaeker
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

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

e-mail:

peter.vangossum@inbo.be

Wijze van citeren: Van Gossum, P., Michels, H. De Beck, L., De Keersmaeker, L. (2014). Hoofdstuk 10 – Ecosysteemdienstengericht beleid. (INBO.R.2014.5945498). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel

D/2014/3241/325

INBO.R.2014.5945498

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Ecosysteemdienstengericht beleid vraagt samenwerking tussen actoren en sectoren en tussen overheid, markt en maatschappij

Hoofdstuk 10 – Ecosysteemdienstengericht beleid

Peter Van Gossum, Helen Michels, Lode De Beck, Luc De Keersmaeker

Hoofdpijnen

- ESD-gericht beleid heeft als doel een duurzaam beheer van ecosystemen en ecosystemendiensten. Het focust op de robuustheid van het ecosysteem, zijnde "*het vermogen van een ecosysteem om via de ecosystemestructuren en -processen een bepaalde set van ecosystemendiensten te blijven leveren voor een bepaalde groep van belanghebbenden ondanks de onzekere toekomst en verandering*". Hiervoor is een erkenning van het voorzorgprincipe, het vervuiler-betaalt-principe en beheerder-krijgt-principe binnen het beleid relevant.
- ESD-gericht beleid erkent diversiteit. Er bestaan meerdere ecosystemendiensten, die meerdere waarden hebben en geleverd kunnen worden op meerdere landgebruiken. Dergelijk beleid krijgt vorm door een samenspel van een verscheidenheid aan actoren werkzaam op een verscheidenheid aan beleidsniveaus en in een verscheidenheid aan sectoren. Daarom is de ontwikkeling en de uitvoering van het beleid gebaat bij een verscheidenheid aan beleidsinstrumenten en participatievormen.
- Om met deze verscheidenheid om te gaan, zijn instituties die verbinden (bv. regionale landschappen) en schalen afstemmen (bv. bekkencomités) relevant. Daarnaast is een optimalisatie van ecosystemendiensten aangewezen. De optimalisatie houdt rekening met de verscheidenheid aan maatschappelijke belangen, met de gevolgen tot (ver) buiten het gebied en met de gevolgen voor toekomstige generaties.
- Op basis van voorwaarden betreffende beleidsproces en -inhoud worden er 19 indicatoren afgeleid die gebruikt werden om de ESD-gerichtheid van water-, bos-, natuur- en landbouwrechtsnormen te bepalen.
- Met betrekking tot het domein van het waterbeleid stelden we vast dat de ESD-gerichtheid sterk toenam doorheen de tijd (1697 tot 2013) en dat de ESD-gerichtheid van de tweede waterbeleidsnota hoog is. De ESD-gerichtheid is vooral verhoogd door inhoudelijke veranderingen (inzetten op multifunctionaliteit en het afstemmen van schalen) en in mindere mate door procesmatige veranderingen (bv. participatie).
- De ESD-gerichtheid van het boswetboek uit 1854 was laag. Daarentegen is de ESD-gerichtheid van het bosdecreet van 1990 hoog en nam nog verder toe, onder meer door de wijzigingen van 1999 en 2014. De ESD-gerichtheid werd sinds 1854 verhoogd door zowel inhoudelijke veranderingen (inzetten op multifunctionaliteit) als procesmatige veranderingen (het creëren van bosgroepen). Bosgroepen verbinden de vele boseigenaars met het Vlaamse beleid en visa versa.
- De ESD-gerichtheid van het huidig gemeenschappelijk landbouwbeleid (2014) blijft beperkt en nam sinds zijn ontstaan (1962) eerder geleidelijk toe. De indicatoren, die hier de grootste verandering doorheen de tijd ondergaan, hebben zowel betrekking op inhoud (alle landgebruiken, optimalisatie meerdere functies) als proces (instrumentenmix, coproductie met alle actoren en samenwerking met alle betrokken sectoren)
- De ESD-gerichtheid van het oorspronkelijke én het in 2002 en in 2014 relatief sterk gewijzigde natuurdecreet van 1997 is hoog. De ESD-gerichtheid van het natuurbeleid werd met dit natuurdecreet van 1997 vooral verhoogd door inhoudelijke vernieuwingen (erkennen voorzorgprincipe, vervuiler-betaalt-principe en beheerder-krijgt-principe, aandacht voor ruimtelijke en temporele gevolgen) en in mindere mate door procesmatige veranderingen (aantal verschillende punten waar beleid ingrijpt, bv. drivers, maatschappelijk welzijn, ecosysteem).

Inhoudsopgave

Hoofdpijnen	4
Inhoudsopgave	5
10.1 Inleiding	6
10.2 Definitie, meerwaarde en valkuilen ESD-gericht beleid	13
10.2.1 Definitie	13
10.2.2 Meerwaarde	13
10.2.3 Valkuilen	14
10.3 Beleidsrends	16
10.3.1 Traditioneel beleid	16
10.3.2 Algemene beleidsrends.....	16
10.4 Kenmerken en voorwaarden ESD-gericht beleid	20
10.4.1 Kenmerken	20
10.4.2 Voorwaarden.....	22
10.4.3 Conclusie.....	31
10.5 Criteria en indicatoren ESD-gericht beleid	32
10.6 ESD-gerichtheid per beleidsveld	36
10.6.1 Waterbeleid	36
10.6.2 Bosbeleid.....	42
10.6.3 Landbouwbeleid.....	46
10.6.4 Natuurbeleid	52
10.6.5 Vergelijkende toestands- en trendanalyse.....	56
10.6.6 Conclusies en beperkingen.....	59
Lectoren	61
Referenties	62

10.1 Inleiding

Dit hoofdstuk, ecosysteemdienstengericht beleid, is een onderdeel van het technisch rapport "Toestand en trends van ecosystemen en hun diensten in Vlaanderen". Dit technisch rapport bestaat uit twee inleidende hoofdstukken, 8 thematische hoofdstukken en 16 ESD-hoofdstukken. Het eerste inleidende hoofdstuk bespreekt de aanleiding en de doelstelling van dit rapport. In het tweede inleidende hoofdstuk worden de voornaamste begrippen uitgelegd. De acht thematische hoofdstukken geven een antwoord op één van volgende acht onderzoeksvragen:

1. Hoe beïnvloedt de mens ecosysteemdiensten?
2. Wat is de toestand en trend van de ecosystemen en biodiversiteit?
3. Wat is de toestand en trend van de ecosysteemdiensten?
4. Wat is de rol van biodiversiteit voor ecosysteemdiensten?
5. Hoe dragen ecosysteemdiensten bij aan welzijn?
6. Hoe kunnen we ecosysteemdiensten waarderen?
7. Hoe kunnen we ecosysteemdiensten gebruiken?
- 8. Is er een evolutie merkbaar naar een ecosysteemdienstengericht beleid?**

De 16 ESD-hoofdstukken bespreken elk één van de ecosysteemdiensten, zijnde voedselproductie, wildbraadproductie, houtproductie, productie van energiegewassen, waterproductie, bestuiving, plaagbeheersing, behoud van bodemvruchtbaarheid, regulatie van luchtkwaliteit, regulatie van geluidsoverlast, regulatie van erosierisico, regulatie van overstromingsrisico, kustbescherming, regulatie van globaal klimaat, regulatie van waterkwaliteit en groene ruimte voor buitenactiviteiten.

Dit hoofdstuk geeft een antwoord op de onderzoeksvraag "Is er een evolutie merkbaar naar een ESD-gericht beleid?". Na deze inleiding (§ 10.1) wordt in een eerste stap (§ 10.2) het begrip ESD-gerichtheid gedefinieerd, wordt er ingegaan op de mogelijke meerwaarde van een ESD-benadering voor beleid en worden mogelijke valkuilen van deze ESD-benadering aangegeven.

In een tweede stap (§ 10.3) zal er worden ingegaan op een aantal relevante beleidstrends.

Vervolgens (§ 10.4) zal er dieper worden ingegaan op wat ESD-gericht beleid zo specifiek maakt en wanneer er van ESD-gericht beleid gesproken kan worden. Dit gedeelte dient om het concept te duiden en als input voor de volgende stap (§ 10.5), namelijk de ontwikkeling van criteria en indicatoren om de ESD-gerichtheid van het beleid af te toetsen.

In een laatste stap (§ 10.6) zullen de criteria en indicatoren toegepast worden. Omwille van praktische haalbaarheid en de keuze voor een niet te omvangrijke studie is een toetsing gebeurd van een beperkte keuze van beleidsdocumenten en rechtsnormen (zijnde wetten, decreten¹, richtlijnen of verordeningen²) van het water-, bos-, natuur- en landbouwbeleid. De keuze voor deze vier beleidsdomeinen is gemaakt omdat deze beleidsdomeinen samen een invloed (kunnen) uitoefenen op alle van de 16 besproken ecosysteemdiensten (Tabel 1). Voor een meer uitgebreide bespreking van de factoren die een invloed kunnen uitoefenen, wordt er verwezen naar de respectievelijke ESD-hoofdstukken.

In de analyse (in bijlage bij dit hoofdstuk 10) wordt er enkel gekeken naar wat er letterlijk staat in de tekst van het beleidsdocument of de rechtsnorm. Er wordt dus niet gekeken naar de bedoeling van de tekst (deze kan teruggevonden worden in de memorie van toelichting), naar voorstellen voor interpretatie (rechtsleer of bv. het bosdecreetboek, wat een uitvoerige beschrijving is van hoe het Bosdecreet geïnterpreteerd dient te worden), naar interpretaties bij uitvoering (rechtspraak: bv. arresten, vonnissen) of naar de feitelijke uitvoering of de concrete toepassing van de rechtsnorm (bv. in beheerplannen).

Het doel van deze empirische toetsing is tweeledig: 1) nagaan of de theoretisch ontwikkelde criteria & indicatoren voor een ESD-gericht beleid, praktisch gebruikt kunnen worden en 2) nagaan of gedurende de voorbije decennia een evolutie is opgetreden in de ESD-gerichtheid van de beleidsdomein-specifieke rechtsnormen. Tenslotte is het belangrijk om te benadrukken dat het

¹ Een decreet is een wet op niveau van het Vlaams Gewest of de Vlaamse Gemeenschap.

² Richtlijnen en verordeningen zijn wetten op Europees niveau. Een richtlijn is een rechtsregel van Europa gericht aan de lidstaten om hun rechtsnormen aan te passen en/of aan te vullen zodat het in de richtlijn gestelde doel bereikt wordt. Ze zijn vrij om te bepalen hoe ze dat doel zullen bereiken. Een verordening is een rechtsregel van Europa die onmiddellijk en rechtstreeks van toepassing en bindend is ten aanzien van de lidstaten. De lidstaten beschikken over geen vrijheden t.o.v. een verordening.

inschatten van de mate waarin het beleid ESD-gericht is op basis van criteria & indicatoren, deels afhankelijk is van de inschatting door de beoordelaar. Er werd getracht om de betrouwbaarheid te verhogen door het opstellen van een beoordelingstabel (zie Tabel 4³), controle van de scores door lectoren en de andere beoordelaars en uitwisseling van ervaringen tussen de beoordelaars. Bovendien zien de auteurs de subjectiviteit niet als een onoverkomelijk probleem voor het beantwoorden van de onderzoeksvraag omdat het hierbij vooral gaat om een vaststelling of er een trend waarneembaar is en niet om een normatieve evaluatie van de desbetreffende rechtsnorm.

³ In deze tabel wordt per indicator aangegeven wanneer welke score dient toegekend te worden.

Tabel 1. *Het effect van bos-, natuur-, water- en landbouwbeleid op de vraag naar en/of aanbod van de 16 besproken ecosystemendiensten in NARA-T.*⁴

Ecosysteemdienst	Het effect van bosbeleid op	Het effect van natuurbeleid op	Het effect van landbouwbeleid op	Het effect van waterbeleid op
Voedselproductie	Bosuitbreiding en –compensatie vindt meestal plaats op grond in landbouwgebruik en er gaat dus voedseloppervlakte verloren.	Natuuruitbreiding en –compensatie vindt meestal plaats op grond in landbouwgebruik en er gaat dus voedseloppervlakte verloren. Natuurbeleid kan productiebeperkingen opleggen of laat ruimte voor de natuur- en andere functies.	Inkomens- investeringssteun en	In overstromingsgebieden kan vermindering van de voedsel-, hout- en energiegewasproductie optreden.
Productie van Energiegewassen	Stimulatie van houtoogst bij privé-boseigenaars door de bosgroep, bebossing- en herbebossingsubsidies, bebossing van landbouwgronden, erkenningsregeling voor hout-exploitanten.	In de natuurverwevingsgebieden en natuurverbindingsgebieden kan de landbouwfunctie de neven- resp. hoofdfunctie zijn.		
Houtproductie		Natuurbeleid kan productiebeperkingen opleggen. In de natuurverwevingsgebieden en natuurverbindingsgebieden kan de boseconomische functie de neven- resp. hoofdfunctie zijn.	Subsidies voor bebossing ⁵ van grond in landbouwgebruiken & agroforestry	
Drinkwater-productie	De promotie van vaste uitsleppistes kan leiden tot minder bodemverdichting en dus meer infiltratie.	Heideherstel e.d. zal de infiltratie verhogen en dus de hoeveelheid water die beschikbaar is voor drinkwaterproductie op Vlaamse schaal verhogen.	Minder bemesting nabij/in waterwinningen Randvoorwaarden: minimaal koolstofgehalte en erosiebepalingen zijn positief voor waterinfiltratie, maar het ontbreken van voorwaarden om bodemverdichting te beperken is negatief.	Bescherming van waterwingebieden

⁴ Het doel van deze tabel is om aan te tonen dat het water-, natuur-, landbouw- en bosbeleid een grote diversiteit aan ecosystemendiensten beïnvloeden. We erkennen hierbij dat het gevaar bestaat voor een boekhoudkundige analyse die beperkt wordt tot de besproken ecosystemendiensten. Dit is een inherent gevaar voor elke beleid dat integraal wenst te zijn.

⁵ Deze maatregel staat vermeld in het Vlaams Programmadoecument voor plattelandontwikkeling (PDPO). Wat een invulling is van de Europese plattelandsoverordening. Maar de decretale basis van deze subsidie is gelegen in het bosdecreet.

Tabel 1. (vervolg)

Ecosysteemdienst	Het effect van bosbeleid op	Het effect van natuurbeleid op	Het effect van landbouwbeleid op	Het effect van waterbeleid op
Wildbraad-productie	Bosbeheer en –uitbreiding kan leiden tot meer wild dat m.u.v. in bosreservaten ook bejaagd mag worden.	Natuurbeheer en –uitbreiding kan leiden tot meer wild. In de reservaten geldt dat in wild levende dieren niet gedood of gevangen mogen worden; van die regel kan afgeweken worden. De algemene verplichting in verband met de bescherming van vegetaties en kleine landschapselementen zorgt ervoor dat meer van deze elementen behouden blijven en aldus ook de potentiële schuilplaatsen voor wild behouden blijven.	Aanleg en beheer van kleine landschapselementen (via beheerovereenkomsten) kan leiden tot meer wild + mag bejaagd worden	-
Bestuiving	Bosbeheer en –uitbreiding kan leiden tot meer habitat voor bestuivers.	Natuurbeheer en –uitbreiding kan leiden tot meer habitat voor bestuivers. De algemene verplichting in verband met de bescherming van vegetaties en kleine landschapselementen zorgt ervoor dat meer van deze elementen behouden blijven en aldus ook het behoud van dit bestuivershabitat.	Effect via het verbod van bepaalde neonicotinoiden KLE's ⁶ kunnen leiden tot meer habitat voor bestuivers.	-
Plaagbeheersing	Bosbeheer en –uitbreiding kan leiden tot meer habitat voor natuurlijke plaagbestrijders.	Natuurbeheer en –uitbreiding kan leiden tot meer habitat voor natuurlijke plaagbestrijders. De algemene verplichting in verband met de bescherming van vegetaties en kleine landschapselementen zorgt ervoor dat meer van deze elementen behouden blijven en aldus ook het behoud van het habitat van natuurlijke plaagbestrijders.	Effect via de bepalingen rond geïntegreerd gewasbescherming KLE's kunnen leiden tot meer habitat voor natuurlijke plaagbestrijders.	-

⁶ Idem als voetnoot 4, maar de decretale basis is hier het natuurdecreet.

Tabel 1. (vervolg)

Ecosysteemdienst	Het effect van bosbeleid op	Het effect van natuurbeleid op	Het effect van landbouwbeleid op	Het effect van waterbeleid op
Behoud van de bodemvruchtbaarheid	Maatregelen die leiden tot meer ruimte voor bosecosystemen, die in meer of mindere mate zorgen voor behoud van de karakteristieke bodemeigenschappen zorgen voor behoud van de bodemvruchtbaarheid.	Maatregelen die leiden tot meer ruimte voor ecosystemen, die in meer of mindere mate zorgen voor behoud van de karakteristieke bodemeigenschappen zorgen voor behoud van de bodemvruchtbaarheid.	Effect via de randvoorwaarden rond 'minimaal' koolstofgehalte en erosiebescherming Vergroeningsmaatregelen, beheerovereenkomsten en agromilieumaatregelen kunnen het koolstofgehalte verhogen en aldus ook de bodemvruchtbaarheid.	De beperking op de toediening van organische meststoffen ⁷ kan er soms voor zorgen dat de landbouwer zijn koolstofgehalte onvoldoende kan verhogen.
Regulatie van luchtkwaliteit	De maatregelen (die leiden tot meer ruimte voor ecosystemen, die in meer of mindere mate zorgen voor meer luchtzuivering) genomen in het natuurbeleid zorgen voor een grotere voorraad aan zuivere lucht.	Maatregelen die leiden tot meer ruimte voor ecosystemen zorgen onrechtstreeks in meer of mindere mate voor meer luchtzuivering en dus voor een grotere voorraad aan zuivere lucht.	VLIF investeringssteun voor technieken die emissies verminderen	De beperking op de toediening van (organische) meststoffen vermindert de uitstoot van o.a. lachgas.
Regulatie van geluidsoverlast	Bosuitbreiding/compensatie en verbod op ontbossing. Er is invloed op deze ESD indien het om ont- of bebossing gaat nabij plaatsen met geluidsoverlast.	Natuuruitbreiding/compensatie kan enkel als het om opgaande vegetaties gaat onrechtstreeks zorgen voor een geluidswering.	-	-
Kustbescherming	Beboste duinen mogen niet ontbost worden en dragen bij aan de kustbescherming. Er kan wel een ontheffing aangevraagd worden wanneer er een herstel van een ander natuurtype wordt beoogd.	Een bouwverbod in de overblijvende duinen, waardoor deze behouden blijven Natuurreservaten (duinen) Afbakening van de natuurlijke structuur en/of Natura2000-netwerk in de duinen.	-	Dit wordt gestimuleerd door het driedig doel van het waterbeleid, zijnde paraatheid, preventie & protectie.

⁷ De Europese nitraatrichtlijn beperkt dit tot 170 kg stikstof uit dierlijke mest per hectare. Wel kunnen veehouders voor bepaalde Europese regio's (waaronder Vlaanderen) voor voedergrasland een uitzondering vragen en kunnen ze hierdoor max. 250 kg stikstof toedienen.

Tabel 1. (vervolg)

Ecosysteemdienst	Het effect van bosbeleid op	Het effect van natuurbeleid op	Het effect van landbouwbeleid op	Het effect van waterbeleid op
Regulatie van erosierisico	Bosuitbreiding en verbod op ontbossing dragen bij indien de bossen gelegen zijn op bodemerosiegevoelige percelen.	<p>Sommige van de beschermde gebieden (Habitat- en Vogelrichtlijn, Vlaams Ecologisch Netwerk, aangewezen en erkende reservaten) zijn gelegen op erosiegevoelige percelen.</p> <p>De regionale landschappen dragen via hun acties en steun voor o.m. KLE's bij tot een reductie van het erosierisico.</p> <p>In de natuurverwevings- en de natuurverbindingsgebieden kunnen stimulerende maatregelen zorgen voor een vermindering van het erosierisico.</p> <p>De algemene verplichting in verband met de bescherming van vegetaties en kleine landschapselementen zorgt ervoor dat meer van deze elementen behouden blijven. Deze elementen kunnen ervoor zorgen dat het erosierisico vermindert.</p>	<p>Randvoorwaarden rond water- en bewerkingserosie</p> <p>Behoud van blijvend grasland (indien deze graslanden op erosiegevoelige percelen gelegen zijn)</p> <p>Erosiebeheerovereenkomsten</p> <p>Investeringssteun VLIF</p>	<p>De beperkingen op de toediening van organische meststoffen kan er soms voor zorgen dat de landbouwer zijn koolstofgehalte onvoldoende kan verhogen.</p> <p>Stimuleert het in overweging nemen van erosierisico door de erosiegevoeligheidskaart als kaart op te nemen bij de watertoets.</p> <p>Het aanleggen van oeverzones kan ertoe leiden dat er minder sediment in de rivieren terecht komt.</p>
Regulatie van overstromingsrisico	Bebossing kan zorgen voor meer evapotranspiratie en voor een grotere infiltratiecapaciteit van de bodem.	<p>Verschillende te beschermen habitats (van de habitatrichtlijn) en leefgebieden van de te beschermen diersoorten (van de natuurrichtlijnen) situeren zich in de alluviale zones.</p> <p>In de natuurverwevingsgebieden is verweving tussen de natuurfunctie en de overstromingsfunctie mogelijk.</p> <p>In de gebieden met hoofdfunctie natuur staan de natuurlijke overstromingen voorop. Aanduiding van de gebieden van het VEN kan zorgen voor een herstel van de natuurlijke overstromingsgebieden.</p> <p>Alle maatregelen i.v.m. de bescherming van vegetaties, KLE e.d. dragen bij tot het verruwen van het landschap of ten minste tot het bewaren van de ruwheid ervan en dus het spreiden piekdebieten.</p>	-	Dit wordt gestimuleerd door het driedelig doel van het waterbeleid, zijnde paraatheid, preventie & protectie.

Tabel 1. (vervolg)

Ecosysteemdienst	Het effect van bosbeleid op	Het effect van natuurbeleid op	Het effect van landbouwbeleid op	Het effect van waterbeleid op
Regulatie globaal klimaat ⁸	Bossen zijn belangrijke koolstofsinks. Het voorkomen van ontbossing door het verbod hierop en het stimuleren van nieuwe bossen via bebossingssubsidies dragen hierdoor bij aan het verhogen van de Vlaamse koolstofsink.	Sommige van de beschermde gebieden (bv. natura2000-gebieden, Vlaamse natuurreservaten) zijn belangrijke koolstofsinks (bv. vennen, halfnatuurlijke graslanden)	Randvoorwaarden (bv. stoppelresten, bodembedekking, organisch koolstofgehalte) Vergroening (bv. ecologisch aandachtsgebied, blijvend grasland) Bepaalde agromilieumaatregelen en beheerovereenkomsten bevorderen koolstofvastlegging. VLIF investeringssteun voor maatregelen die leiden tot lagere uitstoot broeikasgassen	Een lagere uitstoot broeikasgassen (bv. lachgas).
Regulatie waterkwaliteit	De maatregelen die leiden tot meer ruimte voor de bosesystemen die allen in meer of minder mate zorgen voor waterzuivering en dus voor een grotere voorraad aan zuiver water.	De maatregelen die leiden tot meer ruimte voor bepaalde 'waterzuiverende' ecosystemen (zoals bos en wetlands) zorgen voor een grotere voorraad aan zuiver water.	Het beperken van uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen (geïntegreerde gewasbescherming) Randvoorwaarden erosie: beperken van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen die samen met het sediment in de waterloop terechtkomen) VLIF investeringssteun voor maatregelen die leiden tot een betere waterkwaliteit.	Waterkwaliteitsdoelstellingen (decreet integraal waterbeleid en uitvoeringsbesluiten) Het beperken van nitraatuitspoeling naar oppervlakte- en grondwater
Groene ruimte voor buitenactiviteiten	Principiële toegankelijkheid van bossen op paden Subsidies voor het openstellen van privébossen en voor het inrichten van speelzones Stimulatie van speelzones in openbare bossen	Subsidies voor het openstellen van erkende natuurreservaten Openstelling van Vlaamse reservaten	PDPO – subsidies voor het bebossen van landbouwgrond (wel zeer beperkt) PDPO (Leader en plattelandssteun) indien het landbouwgebied recreatief wordt ingericht.	Vaststellen en beheer van zwemwaterkwaliteit (binnen decreet integraal waterbeleid) zorgt ervoor dat bepaalde oppervlaktewaters beschikbaar zijn voor recreatie

⁸ De ESD regulatie globaal klimaat omvat alle processen die het klimaat reguleren zodat negatieve impacts op menselijk welzijn en biodiversiteit vermeden worden.

10.2 Definitie, meerwaarde en valkuilen ESD-gericht beleid

In deze paragraaf zal het begrip ESD-gericht beleid worden gedefinieerd, wordt er ingegaan op de mogelijke meerwaarde van een ESD-benadering voor beleid en worden mogelijke valkuilen van deze ESD-benadering aangegeven.

10.2.1 Definitie

ESD-gericht beleid creëert een coördinatie- of sturingsmechanisme met als doel een duurzaam beheer van ecosystemen en ecosysteemdiensten (Folke *et al.* 2005). Het coördinatie- of sturingsmechanisme wordt in de literatuur omschreven als *governance*. Voor deze term bestaan er in de literatuur verschillende definities. In kader van deze studie werd de definitie van Lebel *et al.* (2005) gevolgd, zijnde: *governance zijn de structuren (of instituties) en processen waardoor mensen in de samenleving beslissingen nemen en hun macht (zijnde hulpbronnen) delen*. Duurzaam beheer wordt door Hensen (2013) als volgt omschreven: "Beheer van ecosystemen en ecosysteemdiensten dat gericht is op het in stand houden of herstellen van het ecosysteem en het creëren, behouden, herstellen of optimaliseren van (gewenste) ecosysteemdiensten zodat ecologische en menselijke behoeften in de toekomst vervuld kunnen blijven worden."

10.2.2 Meerwaarde

Heeft de introductie van het concept 'ecosysteemdienstenbenadering' een meerwaarde t.o.v. het huidige beleid dat gebaseerd is op ecosystemen? Uit literatuurstudie komt volgende meerwaarde naar boven:

- Het ondersteunen van de politieke argumentatie om een sterk milieubeleid uit te bouwen: Dit is omdat men vertrekt van de natuur als een vaste voorraad aan kapitaal die een beperkte stroom van ecosysteemdiensten kan opleveren zonder dat het kapitaal wordt aangetast (Costanza & Daily, 1997; Jansson *et al.*, 1994). De begrippen voorraad, dienstroom en baten passen binnen het dominant economisch taalgebruik en worden hierdoor sneller opgenomen (Ernstson & Sörlin, 2013).
- Het creëren van een draagvlak voor regelgeving. De ESD-benadering legt een link tussen op te leggen maatregelen en het positieve effect ervan voor de maatschappij. Zo kan regelgeving ter verbetering van de omgevingskwaliteit het maatschappelijk welzijn en welvaart bevorderen. Het doel van de regelgeving is niet om de vrijheid van de burgers of bedrijven te beperken (Everard, 2012). Deze vrijheidsbeperking is enkel een instrument om het hoger vermeld doel te bereiken.
- Het vergemakkelijken van de communicatie door de kartering van ecosysteemdiensten: Hierdoor kan men ook het engagement van belanghebbenden aanwakkeren (Vlachopoulou *et al.*, 2014). Deze kartering kan o.a. gebruikt worden voor:
 - o de illustratie van een ecosysteembeoordeling (Troy & Wilson, 2006),
 - o meer inzicht en verduidelijking van de gevolgen van alternatieve beheersscenario's voor de diverse ecosysteemdiensten (Vlachopoulou *et al.*, 2014),
- Het verduidelijken van de wederzijdse link die er is tussen de maatschappij en het ecosysteem (Engel & Schaefer, 2013). Het ecosysteem levert ecosysteemdiensten die resulteren in maatschappelijke effecten en de maatschappij kan het ecosysteem aanpassen. Deze aanpassingen kunnen leiden tot natuurlijke oplossingen die economisch voordeliger kunnen zijn dan technische oplossingen, maar dit is niet steeds het geval (Vlachopoulou *et al.*, 2014). Daarnaast kan de maatschappij de ecosysteemvraag wijzigen.
- Het stimuleren van systematisch en systemisch denken omdat het een coherent kader biedt voor bv. het identificeren van gezamenlijke doelstellingen, het evalueren van alternatieve scenario's en het bepalen van maatschappelijke effecten van elk scenario (Vlachopoulou *et al.*, 2014).

- Het verhogen van de kennisbasis waarop het beleid gebaseerd wordt (o.a. meer kennis over de relaties tussen ecosysteemdiensten (Bennett *et al.*, 2009).
- Het verduidelijken dat de keuze van de gewenste ecosysteembundel niet alleen door de overheid of de markt gebeurt, maar door een zeer diverse groep van actoren (Martín-López *et al.*, 2013).

Op het eerste zicht is de integratie van de ESD-benadering in het beleid een verbetering en daarom zal er ook worden nagegaan of de ESD-gerichtheid van het water-, bos-, landbouw- en natuurbeleid is veranderd doorheen de tijd. Maar er zijn ook een aantal valkuilen bij de integratie van de ESD-benadering en die worden in de volgende paragraaf besproken.

10.2.3 Valkuilen

De valkuilen ontstaan wanneer de ESD-benadering onvolledig geïmplementeerd wordt. Vandaar dat Cook & Spray (2012) van de '*implementation gap*' spreekt. Vier in de literatuur aangehaalde valkuilen zijn:

- het inpassen van een 'vereenvoudigde' versie van de ESD-cyclus in de momenteel dominante economische denkwijze,
- het beperken van de invulling van het ESD-concept tot exacte wetenschappen,
- het beperken van de effecten van ecosysteemdiensten tot 'uniforme'⁹ baten
- het vergeten dat het voorraad-stroom-diagram¹⁰ een vereenvoudiging van de werkelijkheid inhoudt.

Deze vier mogelijke valkuilen worden hieronder meer geduid.

De ESD-cyclus wordt vaak vereenvoudigd tot een model waarbij de focus ligt op een beperkt aantal ecosysteemdiensten waarvan de maatschappelijke effecten monetair gewaardeerd worden. Deze waardering wordt gebruikt om investeringsbeslissingen te beoordelen via een kosten-batenanalyse. De ecosysteemdienstenafweging wordt hierbij beperkt tot een monetair keuzespel tussen geselecteerde belanghebbenden (Ernstson & Sörlin, 2013). Wanneer in deze vereenvoudigde situatie een liberale economische logica overheerst gebeurt de ecosysteembeïnvloeding vooral door marktinstrumenten en met een zo klein mogelijke tussenkomst/regelgeving door de overheid of een weinig zichtbare rol van de overheid (Kosoy & Corbera, 2010). Het beleidssucces wordt beoordeeld op basis van effectiviteit en efficiëntie. Deze vereenvoudiging verwaarloost hierdoor onder meer het proces van waardenarticulatie¹¹, de diversiteit aan waardenkaders, billijkheid en machtsverhoudingen (Ernstson & Sörlin, 2009). Het verwaarlozen van deze aspecten kan leiden tot:

- onbillijke beslissingen: waarbij de kosten afgewenteld worden op een groep die weinig macht heeft,
- een onvolledige afweging van ecosysteemdiensten: wat niet in geld kan uitgedrukt worden telt niet mee,
- een verkeerde weergave van de werkelijkheid: sommige waarden zijn niet of onvoldoende mee in rekening gebracht, vaak beperkt tot instrumentele waarden¹² die monetair uitgedrukt worden, terwijl andere waarden, bv. de voorwaarden voor een goed en menswaardig leven (zijnde de eudaimonistische¹³ waarde) beperkt of niet aan bod komen (voor meer info over deze waarden zie hoofdstuk 8 waardering).

⁹ Met uniform wordt hier bedoeld voor iedereen dezelfde waarde.

¹⁰ Voorraad-stroom-diagram bestaat uit 2 verschillende systeemcomponenten. Voorraden die op een bepaald tijdstip aangeven wat er voorradig is (bv. de totale voorraad van onze bossen). Stromen geven aan wat er onttrokken wordt (bv. geoogst hout). Wanneer er minder onttrokken wordt dan wat er van nature bijkomt dan zal de voorraad toenemen.

¹¹ Het 'articuleren van waarde' betekent dat geen object, ecosysteemstructuur of ecosysteemproces uit zichzelf waarde heeft of dat deze waarde objectief meetbaar is, maar dat dit een gevolg is van een sociaal proces waar deze waarde bepaald wordt (Ernstson, 2013). Voordat een object, structuur of een proces een waarde krijgt dient iemand deze te beschrijven en te verklaren (Sörlin, 1998).

¹² Instrumentele waarden zijn waardevol als middel 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 productiehout in een loofbos of de waterbergingscapaciteit van een natuurlijk meanderende rivier.

¹³ Eudaimonistische waarden vertegenwoordigen de voorwaarden voor een goed en menswaardig leven¹³. Die waarden hebben vooral betrekking op een voldoende hoge levenskwaliteit (bovenop louter overleven), bijvoorbeeld op het vlak van natuurlijke ontspanningsmogelijkheden en het ervaren van esthetische

De vereenvoudiging creëert ook het gevoel dat de codificatie van ecosysteemdiensten de enige oplossing is. Hierdoor bestaat een gevaar dat een functionalistische benadering van kennis gaat overheersen, zijnde kennis die kan gebruikt worden om het systeem beter te begrijpen en modellen te maken. Hierdoor wordt de situering van kennis als een product van sociale klasse en culturele processen verwaarloosd (Shapin, 1995) en wordt aldus niet alle kennis gebruikt (Ernstson & Sörlin, 2013).

Wanneer het ecosysteemdienstenconcept enkel gebaseerd is op exacte wetenschappen, schuilt hierin een zwakte (Cook & Spray, 2012). De nadruk ligt dan op kwantificatie en het blijft moeilijk om in exacte wetenschap kwalitatieve kenmerken en complexe interacties, die eigen zijn aan sociaal-ecologische systemen, te beschrijven. Daarnaast rest de uitdaging om de ware aard van het sociaal-ecologisch systeem te vatten en om bijvoorbeeld kennis over sociale aspecten of belanghebbendenkennis te integreren in die wetenschappelijke kennis. Bovendien blijft het ESD-concept vaak steken bij beschrijvingen van ecosystemen en de afhankelijkheid van mensen van deze ecosystemen, terwijl de ethische dimensie minder aan bod komt. Het betreft hierbij de vragen of een ecologisch duurzame ESD-productie ook resulteert in een billijke verdeling voor iedereen en of dat de huidige generatie bereid is om offers te brengen die nodig zijn om de duurzaamheid van toekomstige generaties te verzekeren. Het kan dat ecologische duurzaamheid en een billijke verdeling samen niet mogelijk zijn gezien de huidige groei van de wereldbevolking. Daarnaast is het geweten dat mensen zelf kiezen om een duurzaam milieu te ruilen voor onmiddellijke winsten, of uit individuele eigenbelang of omdat ze geen keuze hebben.

De nadruk op 'uniforme' baten leidt tot een aantal problemen (Ernstson & Sörlin, 2013). De nadruk op baten versluiert dat natuur ook negatieve maatschappelijke effecten kan veroorzaken. Een moerasgebied vermindert de kans op overstromingen, wat positief is. Maar datzelfde moerasgebied kan ook negatieve effecten hebben. Bijvoorbeeld omdat er bepaalde insecten goed gedijen die op hun beurt drager en/of gastheer zijn van bepaalde organismen die ziektes kunnen veroorzaken. Het concept 'uniform' geeft ook het foutief idee dat ecosysteemdiensten los staan van geschiedenis, plaats en politiek. Terwijl de waarde die aan ecosysteemdiensten gehecht wordt, afhankelijk is van plaats, inkomen, geslacht, cultuur, religie en verschillende andere sociale en culturele variabelen (zie ook hoofdstuk 8 waardering). Hierdoor wordt ook de gelokaliseerde manier van het kennen van plaatsen, ecosystemen en natuur uitgesloten. Met gelokaliseerde manier van het kennen van plaatsen wordt bedoeld dat een park meer is dan een stock van koolstof, hout of energiegewassen, een structuur die geluidsoverlast kan verminderen of een plaats waar gerecreëerd kan worden. Het is ook een plaats waar verhalen aan vast hangen. Bijvoorbeeld een plaats waar je jouw vrouw hebt leren kennen of jouw dochter haar eerste stapjes gezet heeft. Via de culturele diensten probeert de ecosysteemdienstenbenadering ook rekening te houden met deze aspecten maar omdat ze moeilijk te kwantificeren zijn en/of op een overzichtelijke/consistente manier weer te geven, vallen ze meestal af bij de uiteindelijke implementatie van de benadering.

De ESD-benadering zet het voorraad-stroom-diagram centraal. Dit kan ertoe leiden dat beleid blind is voor andere ecologische theorieën, zoals de evolutie- of populatiebiologie (Norgaard, 2010). Hierdoor wordt er slechts een deel van de ecologische kennis gebruikt en lijkt het of de ecologische kennis zeer beperkt is. Terwijl de gezamenlijke ecologische kennis op zich wel groot is. Daarnaast bestaat er een gevaar dat de wetenschappelijke financiering voornamelijk geheroriënteerd wordt ten voordele van het voorraad-stroom-diagram. Dit kan voorkomen worden door het ESD-concept niet als het enige concept te gebruiken, maar door het aan te vullen met andere concepten.

natuurwaarden. Deze waarden beperken zich niet tot subjectieve, individuele preferenties maar hebben ook betrekking op de diepere zingeving en de sociale betekenis ervan, zowel voor de verschillende groepen in een samenleving als voor de band tussen verschillende generaties.

10.3 Beleidstrends

Om de recente beleidstrends die relevant zijn voor ESD-gericht beleid meer te duiden, zal er eerst een omschrijving gegeven worden van traditioneel beleid. Waarna de trends besproken worden.

10.3.1 Traditioneel beleid

Beleid zoekt een oplossing voor beleidsproblemen. Een beleidsprobleem is een maatschappelijk probleem dat op de beleidsagenda gekomen is en waarvoor een beleidsoplossing wordt gezocht. Het is dus een deelverzameling omdat niet alle maatschappelijke problemen op de beleidsagenda komen vermits de agendaruimte beperkt is.

Traditioneel beleid heeft hierbij veel vertrouwen in de oplosbaarheid van beleidsvraagstukken door wetenschap en technologie. Het vertrouwen in wetenschap en technologie komt voort uit het idee dat de wereld is zoals een machine die begrepen en gemeten kan worden (Innes & Booher 2000, zie voor meer info ook hoofdstuk 8 waardering). Waardoor de op te lossen maatschappelijke problemen als eenvoudig begrepen worden. Het probleem is eenvoudig wanneer (Kreuter *et al.* 2004, Batie 2008) o.a.:

- het voor het vinden van de oplossing volstaat om het probleem duidelijk te omschrijven,
- de oplossing om het gewenste effect (*outcome*) te bereiken is juist of fout, succesvol of onsuccesvol,
- het probleem tijdsafhankelijk is,
- de taak volledig uitgevoerd is wanneer het probleem opgelost is

Daarnaast wordt traditioneel beleid gekenmerkt door een centrale rol van de overheid. Bij milieuvraagstukken wordt hierbij vooral een strategie van normstellingen en vergunningverlening gevolgd (Leroy & Loots, 2006).

Een voorbeeld van een 'traditioneel' beleidsprobleem is een oplossing vinden voor een milieuschadelijke stof (bv. chloorfluorkoolwaterstoffen) die ongewenste neveneffecten (bv. de aantasting van de ozonlaag) veroorzaakt. De overheid treedt hierbij op als beleidsmaker. Een mogelijke oplossing is het verbieden van de milieuschadelijke stof, het controleren van dit verbod en het stimuleren van de ontwikkeling van alternatieven die de milieuschadelijke stof kan vervangen. De taak is volbracht wanneer de stof niet meer verkrijgbaar is in de handel.

10.3.2 Algemene beleidstrends

10.3.2.1 Van overheid als actor naar overheid als één van de actoren

De laatste decennia is er een trend waarneembaar waarbij de overheid slechts één van de beleidsactoren is, naast marktpartijen en de civiele samenleving. Deze trend wordt omschreven als politieke modernisering of een trend van government naar governance (Arts & Van Tatenhove, 2006). De trend is een gevolg van het horizontaal proces van de-differentiatie - geen duidelijke scheiding van taken tussen overheid, markt en maatschappelijk middenveld - en de verticale processen van individualisering, decentralisering, europeanisering en globalisering (Arts & Van Tatenhove, 2006). Het gevolg van de politieke modernisering is dat actoren de kans krijgen om samen te werken in multi-actor, multi-sector en multi-level beleidsnetwerken (Meyer & Baltes, 2003). Samenwerking tussen de overheid, de marktpartijen en de civiele samenleving is noodzakelijk omdat elk afzonderlijk niet de gewenste maatschappelijke diensten kan leveren (bv. voor bosecosysteemdiensten zie Merlo & Briales, 2000; Balwin & Cave, 1999; zie ook hoofdstuk 2 paragraaf 2.9). Sommige marktpartijen benadrukken dat als het overheidsbeleid niet verminderd wordt, we de gans met de gouden eieren slachten. Anderen wijzen erop dat de markt niet zonder de overheid kan bestaan: "*The modern state is more like the farmer who feeds and water the goose, builds the facility that house it, inoculates it from disease, clips its wings so it can't fly away, protect it from predators, clean up its excrement and tame it so it won't bite people*" (Amy, 2007 on www.governmentisgood.com). Met deze beeldspraak wenst Amy (2007) te benadrukken:

- (1) Dat het vrije marktsysteem niet zou bestaan zonder een actieve overheid die de regels en voorwaarden voor een efficiënte werking creëert en behoudt. Voorbeelden hiervan zijn de regels van beperkte aansprakelijkheid, de creatie van eigendomsrechten, een stabiel geldsysteem en patenten.

- (2) Het bestaan van systematische marktinefficiënties. Voorbeelden zijn economische zeebellen, externaliteiten¹⁴, publieke goederen¹⁵, monopolies, verborgen informatie en het negeren van maatschappelijke noden¹⁶.

Doordat de overheid beseft dat ze afhankelijk is van anderen om maatschappelijke problemen op te lossen treedt er ook een verandering in beleidsstijl op: van bevel-en-controleer (*command-and-control*) naar faciliterend en voorwaardenscheppend (Leroy, 2000). De bevel-en-controleer stijl wordt soms bekritiseerd vanwege van inefficiënt, onnodig opdringerig, onnodig duur, soms onrechtvaardig, innovatie verstikkend, handhavingsmoeilijkheden en moeilijk aanpasbaar wanneer nieuwe informatie beschikbaar komt (Ackerman & Steward, 1985; Hahn & Stavins, 1991; Reitze, 1991; Orts, 1995; Sinclair, 1997).

De voorgestelde alternatieven (faciliterend en voorwaardenscheppend) zijn o.a. prijsgebaseerde instrumenten (zoals subsidies, vergoedingen), eigendomsrechten-instrumenten (bv. verhandelbare ontwikkelingsrechten, verhandelbare emissierechten), vrijwillige overeenkomsten, certificering (bv. *Forest Stewardship Council*), motiverende en informerende stimuli (Jordan *et al.*, 2003). De nieuwere instrumenten kunnen verschillende voordelen bieden zoals een grotere flexibiliteit en kosteneffectiviteit, een grotere aanvaardingsgraad bij de doelgroep en een lagere reguleringskost (Sinclair, 1997; Gunningham & Grabosky, 1998). Maar de nieuwe aanpak wordt ook bekritiseerd omdat de instrumenten geen oplossing bieden voor vrijbuiters (profiteren van de inspanning van anderen zonder zelf bij te dragen) en persistente economisch irrationele actoren¹⁷ (Jordan *et al.*, 2005; Sinclair, 1997). Bovendien vindt succesvolle zelfregulatie meestal plaats in de schaduw van een rechtsnorm, zijnde een rechtsnorm die enkel maar actief aangewend wordt wanneer de zelfregulatie uitblijft (Sinclair, 1997).

Voor een overheid die kiest voor een meer faciliterend en voorwaardenscheppend beleid kan de uitdaging erin bestaan om een regulerend systeem te ontwerpen, waarbij (1) de noodzaak voor afdwingen minimaal is en (2) dat het conflict tussen persoonlijke en algemene belangen vermindert (Grabosky, 1995). Maar minimale dwang wil niet zeggen dat de bevel-en-controleer instrumenten afgeschaft moeten worden. Deze instrumenten zijn o.a. nodig als een noodzaak voor situaties met een ernstig risico op onomkeerbare of catastrofale schade (Gunningham & Sinclair, 1999).

10.3.2.2 Van eenvoudige naar complexe problemen

De beleidsproblemen die beleidsmakers dienen op te lossen zijn complexer geworden (Ney, 2006). Dit heeft verschillende redenen zoals:

- Een wereld die sterker verbonden is dan ooit tevoren, bv. het neerschieten van een vliegtuig in Oekraïne leidt via verschillende tussenstappen (handelsbelemmeringen van de EU voor Rusland, tegenreactie van Rusland) tot een beleid dat stimuleert om peren in Vlaanderen niet te oogsten,
- Een kiespubliek dat beter geïnformeerd is, dat hogere verwachtingen heeft in de oplosbaarheid van problemen door het beleid en dat bovendien beleidsdiensten verwacht die sterker overeenkomen met de specifieke individuele wensen
- Hoofdbeleids thema's die meer en meer met elkaar overlappen (bv. het verminderen van criminaliteit en het verminderen van sociale uitsluiting houden met elkaar verband).

Daarnaast is er ook een erkenning dat de wereld zelf complexer is dan werd voorgesteld door de metafoor van de wereld als machine. De complexiteitstheorie beschouwt de wereld eerder als een organisme dat groeit, evolueert en zich aanpast aan zijn omgeving. Waardoor het ontwerpen van beleid moeilijker geworden is alsook het voorspellen van zijn succes. Beleid kan immers mislukken als gevolg van willekeurige gebeurtenissen, onverwachte technologische veranderingen of veranderde economische omstandigheden (Innes & Booher 1999, 2000)

Voorbeelden van hedendaagse beleidsproblemen zijn:

¹⁴ Externaliteiten zijn kosten die bedrijven niet moeten dragen en dus niet of onvolledig meenemen in de kostprijs maar die wel negatief zijn voor de maatschappij, bv. milieuvervuiling.

¹⁵ Publieke goederen zijn goederen waarbij het gebruik niet uitsluitbaar is en niet rivaliserend, bv. elk schip kan gebruik maken van een vuurtoren en gebruik door één schip belemmert niet het gebruik door een ander schip.

¹⁶ Markten reageren op vraag uitgedrukt in monetaire termen, bv. er is in Vlaanderen een nood aan kwaliteitsvolle en betaalbare huurwoningen, terwijl de markt zich vooral richt op het huizensegment dat het meest opbrengt.

¹⁷ Een actor is economisch irrationeel wanneer die kiest voor een optie waarvan de private batenkostensaldo lager is dan de meest rationele optie. De actor is persistent wanneer hij/zij bij deze keuze blijft zelfs wanneer de overheid door bv. financiële instrumenten dit verschil groter maakt. De reden hiervoor is dat actoren ook andere zaken in rekening brengen die niet opgenomen zijn in de baten-kostensaldo. Een voorbeeld is een actor die zijn onroerend goed niet wenst te verkopen, zelfs voor een prijs die hoger ligt dan de marktwaarde omdat het familiebezit is dat ook een emotionele waarde heeft.

- Het produceren van dezelfde hoeveelheid voedsel als voorheen met minder externe inputs (bv. meststoffen, gewasbeschermingsmiddelen), terwijl er ook claims zijn op de open ruimte voor regulatie van erosierisico en voor buitenactiviteiten.
- Voldoen aan de vraag van regulatie van overstromings- en erosierisico met een zo klein mogelijke impact op de producerende ecosystemendiensten voedsel, hout en energiegewassen en het verhogen van het aanbod voor ruimte voor buitenactiviteiten.
- Ervoor zorgen dat landbouwers een leefbaar inkomen krijgen en dat de negatieve effecten van landbouw op andere ecosystemendiensten mee in de kostprijs opgenomen worden, zonder dat 'gezonde'¹⁸ voeding onbetaalbaar wordt voor mensen met een laag inkomen. Daarnaast dienen landbouwers vergoed te worden voor de positieve effecten op andere ecosystemendiensten.

Hedendaagse beleidsproblemen worden gekenmerkt door (Kreuter *et al.* 2004, Batie 2008):

- Meerdere probleemdefinities: elke belanghebbende heeft zijn eigen idee over wat het werkelijke probleem en wat de oorzaken ervan zijn. Hierdoor is er ook geen overeenkomst over wat het probleem is,
- Niet stabiele probleemdefinities: elke poging om het probleem op te lossen verandert het probleem zelf. Bovendien is het probleem tijdsafhankelijk,
- Onzekerheid: zowel wat het probleem betreft als in welke mate de oplossing het gewenste effect zal bereiken,
- Andere keuze van de beleidsoplossing(en): de beleidsoplossing van eenvoudige problemen werd vooral geleid door wetenschappelijke kennis, maar bij complexe problemen is het eerder gebaseerd is op de "beoordeling" (judgements) van meerdere belanghebbenden,
- Andere inschatting van de mate dat de oplossing het probleem oplost: een oplossing is niet juist of fout, maar eerder beter of slechter dan voorheen of voldoende.
- Het ontbreken van een definitieve oplossing van het probleem: waardoor beleidsbeëindiging afhankelijk van de beschikbare hulpmiddelen (resources), belanghebbenden en politieke krachten.

Daarnaast worden deze hedendaagse beleidsproblemen gedeeltelijk gekenmerkt door (Levin *et al.* 2012):

- Tijdsdruk: er is weinig tijd te verliezen om het probleem op te lossen,
- Het feit dat de veroorzaker soms dezelfde is als diegene die de oplossing zoekt,
- Het feit dat de overheid het probleem niet alleen kan oplossen,
- Het voorgestelde beleid is economisch irrationeel voor de toekomst: hiermee wordt bedoeld dat de kost om nu de nodige veranderingen door te voeren goedkoper is, dan het uitstellen naar de toekomst. Desondanks gebeurt dit niet omdat kortetermijnbelangen zwaarder doorwegen dan langetermijnbelangen.

Ecosystemendienstenbeleidsproblemen vertonen verschillende van deze kenmerken (Berkes 2012, Levin *et al.* 2012). Om dit te illustreren zal er dieper worden ingegaan op het eerste voorbeeld (dus het produceren van voldoende voedsel).

Een eerste vraag die oprijst is: *wat betekent dezelfde hoeveelheid voedsel?* Wordt hiermee bedoeld dat het aandeel van de verschillende voedselgroepen (bv. vlees, fruit, groenten) hetzelfde dient te blijven of kunnen in wijzigingen optreden? Bijvoorbeeld bij een gedeeltelijke vervanging van vlees door groenten zal er minder land nodig zijn.

Een andere vraag is: *wat betekent minder externe inputs?* Betekent dit een omslag naar een ander landbouwsysteem of betekent dit het toepassen van technologieën die de input efficiënter aanwenden. De antwoorden hierop zullen ook verschillend zijn wanneer je dit aan Bayer, Bioforum of het Departement Landbouw & Visserij vraagt. Daarnaast zouden de antwoorden verschillend zijn wanneer deze vraag gesteld werd na de dioxinecrisis of de Oekraniëcrisis. Bovendien staat het wereldwijde voedselsysteem (inclusief het Vlaamse) voor serieuze uitdagingen (klimaatverandering, verminderde beschikbaarheid van externe inputs, bevolkingstoename, toenemende wereldwijde vleesconsumptie, toenemend landbouwoppervlakteverlies door verstedelijking) en de tijd om tot oplossingen te komen is beperkt.

Het probleem zelf wordt veroorzaakt door een diverse groep van actoren (waaronder bedrijven, overheden, landbouwers, consumenten) die samen naar een oplossing aan het zoeken zijn. Het is hierbij moeilijk om de toekomst relationeel te verrekenen zoals uit het toenemend aantal landbouwgronden blijkt dat wereldwijd gedegradeerd is. De overheid alleen kan het probleem niet

¹⁸ Gezonde voeding refereert naar de aanbevelingen van de actieve voedingsdriehoek (www.vigez.be).

oplossen. Dit komt omdat ze slechts een beperkt deel van de hulpbronnen controleert en aldus samenwerking met andere niet-overheidspartijen noodzakelijk wordt. Daarnaast ligt een deel van de oplossing op het internationaal of globaal niveau en is de overheid op dit niveau structureel zwak uitgebouwd, zeker in vergelijking met het nationaal en lokaal niveau.

10.4 Kenmerken en voorwaarden ESD-gericht beleid

10.4.1 Kenmerken

Een ESD-gericht beleid heeft ook **3 fundamentele kenmerken** die het verschillend maakt van andere beleidsvormen (Costance & Liu, 2014), zijnde robuustheid als organisatieprincipe (Olsson *et al.*, 2004), erkenning van een grote verscheidenheid aan schalen (Cash *et al.*, 2006, Termeer *et al.*, 2010) en nadruk op cross-schaal en cross-niveau interacties (Gibson *et al.*, 2000).

10.4.1.1 Robuustheid

Robuustheid wordt gedefinieerd als “*het vermogen van een systeem om via de ecosysteemstructuren en –processen een bepaalde set van ecosystemediensten te blijven leveren voor een bepaalde groep van belanghebbenden ondanks de onzekere toekomst en verandering*” (Ernstson, 2013). Deze definitie bestaat uit twee deelcomponenten:

- Robuustheid van het een t.o.v. van iets anders (zijnde het traditioneel perspectief): in welke mate en hoe moet de mens een rol spelen als “steward” voor het ondersteunen van de productie van ecosystemediensten van het huidige systeem,
- Robuustheid voor wie (Armitage & Johnson, 2006; zijnde het ethisch perspectief): hierbij wordt de vraag gesteld of de huidige verdeling van voordelen van ecosystemediensten rechtvaardig of billijk is. Dit perspectief zoomt dus in op de verdeling van de voor- en nadelen van de productie van ecosystemediensten tussen de belanghebbenden.

Robuustheid vanuit traditioneel perspectief bestaat uit de volgende deelcomponenten:

- Stabiliteit: de hoeveelheid verstoring of verandering die een systeem kan absorberen zonder dat de huidige systeemstructuur en –functie aangetast worden of zonder dat het verschuift naar een andere systeemtoestand (Holling, 1973; zie voor meer info hoofdstuk 6),
- Veerkracht: de mate waarin het systeem na verstoring (snel) terug kan keren naar de oorspronkelijke toestand (een terugkeer is niet steeds mogelijk; Stovall, 2012; zie voor meer info hoofdstuk 6),
- Zelforganisatievermogen: de mate dat het systeem zichzelf kan (re)organiseren (Carpenter *et al.*, 2001),
- Leervermogen: de mate waarin het systeem het vermogen om te leren en zich aan te passen kan opbouwen en verbeteren (Carpenter *et al.*, 2001).

Er wordt ook een onderscheid gemaakt tussen specifieke robuustheid (van wat ten opzichte van voorziene veranderingen, e.g. de robuustheid van menselijke gezondheid ten opzichte van temperatuurstijgingen door hitte-eilandeffecten in steden) en algemene robuustheid (ten opzichte van niet voorziene veranderingen). Het versterken van specifieke robuustheid kan ten koste gaan van algemene robuustheid omdat het systeem als geheel minder divers en flexibel wordt en minder responsief wordt op vlak van cross-sectorale acties (Walker & Salt, 2006).

10.4.1.2 Verscheidenheid aan schalen

Schaal wordt door Gibson *et al.* (2000) gedefinieerd als de ruimtelijke, temporele, analytische en kwantitatieve dimensies voor het meten en bestuderen van fenomenen. Op basis van deze definitie kan er bij een ESD-gericht beleid een grote verscheidenheid aan schalen worden onderscheiden (Cash *et al.*, 2006). Een sterk bestudeerde schaal is hierbij de ruimtelijke schaal. Ecosysteemprocessen spelen zich af op verschillende schaalniveaus. Bepaalde schaalniveaus kunnen voor bepaalde processen belangrijker zijn. Bijvoorbeeld, de afbraak van organisch materiaal gebeurt op lokaal niveau door complexe cellulaire processen. Terwijl de regulatie van het globaal klimaat gebeurt op wereldniveau. Beide processen zijn met elkaar verbonden doordat de afbraak van organisch materiaal koolstof uitstoot. Andere mogelijke ruimtelijke schaalniveaus zijn o.a. landschappen, bekkens, stroomgebieden. De jurisdictionele of administratieve schaal is een schaal met duidelijke grenzen en georganiseerde politieke eenheden en bevoegdheden, zoals gemeenten, provincies en landen. Ecosysteemprocessen zijn tijdsgebonden en daarom is de temporele schaal ook belangrijk. Sommige processen spelen zich af op de korte termijn zoals cellulaire stofuitwisseling, maar ook vulkaanuitbarstingen en orkanen. Andere spelen zich af op lange termijn zoals bodemvorming. De temporele schaal wordt ook bepaald door sociale

fenomenen: electorale gebeurtenissen die gebeuren in de orde van meerdere jaren, de levensduur van bureaucratische instanties, of de lange termijn van grote verschuivingen in dominante economische of ecologische paradigma's en ideologieën. Daarnaast onderscheiden Cash *et al.* (2006) ook vijf minder voor de hand liggende schalen, die voor ESD-gericht beleid relevant kunnen zijn.

Een eerste minder relevante schaal is de institutionele schaal met als niveaus het operationeel niveau, het gemeenschappelijk keuzeniveau en het constitutioneel niveau (Ostrom, 1990). Op het operationeel niveau beslissen de belanghebbenden gezamenlijk over de dagelijkse activiteiten. Op het collectief keuzeniveau worden de regels bepaald waarop dit dagelijks beheer dient te gebeuren. Op het constitutioneel niveau worden de regels bepaald van het collectief keuzeniveau en ook wie er gemandateerd wordt op het collectief keuzeniveau. Dit niveau legt dus de belanghebbenden vast die aan de ESD-optimalisatie zullen bijdragen. Regels zullen gemakkelijker aanpasbaar zijn als het niveau lager is.

Een tweede schaal is de beheerschaal. De afgesproken optimalisatie van ecosysteemdiensten zal concreet op beheerschaal gebeuren. Hierbij wordt vertrokken vanaf het strategisch niveau waarop de keuze van ecosysteemdiensten en hun onderlinge verhouding wordt vastgelegd, waarna dan de opeenvolgende stappen concreter worden ingevuld in operationele projecten en (deel)taken die nodig zijn om deze projecten uit te voeren.

Een derde schaal is de netwerkschaal. De netwerkschaal komt bijna nooit overeen met de administratieve schaal en daarom is het relevant om deze schaal ook afzonderlijk te onderscheiden. Voorbeelden van schaalniveaus zijn gezin, familie en gemeenschap en dochteronderneming, bedrijf en bedrijfsfederatie. Inzicht in deze schaal is relevant omdat belanghebbenden zich meestal meer laten leiden door naasten. Bijvoorbeeld, landbouwers houden het meest rekening met de mening van andere landbouwers om al dan niet erosiemilderende maatregelen uit te voeren (Wauters, 2010).

Een vierde schaal is de kennisschaal. Het is belangrijk om kennis ook als schaal te beschouwen omwille van twee redenen. Ten eerste, er is vaak een kloof tussen de zeer algemene en generaliseerbare inzichten geproduceerd door formele wetenschap en de door ervaring verkregen en praktijkgerichte kennis, zowel de 'moderne' lokale kennis als de traditionele kennis. Ten tweede, kan het nuttig zijn om kennis die verzameld werd op grotere ruimtelijke schaal te downscalen en te gebruiken op lagere ruimtelijke schaal. Hierbij dient afgewogen te worden of het nauwkeuriger is om minder nauwkeurige kennis te gebruiken dan geen kennis. Een ESD-gericht beleid is gebaat bij het gebruik van lokale kennis voor de identificatie van kritische drempels (*tipping points*) omdat deze drempels afhankelijk zijn van ruimtelijk en temporeel variabele beheersystemen, die slechts deels beschreven zijn (Herrick *et al.*, 2010).

Tenslotte kan er ook een 'geloof'schaal onderscheiden worden met als niveaus de diepe kernovertuigingen, beleidskernovertuigingen en de secundaire aspecten die het gedrag van het actorennetwerk gidst (Sabatier & Jenkins-Smith, 1993; 1999). De diepe kernovertuigingen vormen het breedste en meest stabiele niveau. Het gaat hierbij om "fundamentele normatieve en ontologische axioma's (bijvoorbeeld liberale versus conservatieve ideologie, de mens als onderdeel van de natuur versus dominantie over de natuur). De beleidskernovertuigingen vertalen de diepe kernovertuigingen naar de manier waarop problemen gedefinieerd worden (bv. welvaart versus welzijnsprobleem), oplossingsrichting (het ontwikkelen van de natuur door de mens versus het rehabiliteren van natuur voor en door de mens) en het type sturingssysteem (bv. centralisatie versus decentralisatie van bevoegdheden, overheidsregulering versus zelfregulering door de markt, geprefereerde beleidsinstrumenten zoals beveil-en-controleer, marktgebaseerde instrumenten of certificering). De secundaire aspecten vormen het laagste niveau en omvatten instrumentele beslissingen en informatieve processen die gericht zijn op de uitvoering van de beleidskernovertuigingen (bv. budgettaire toewijzingen, informatie over specifieke programma's of instellingen). De secundaire overtuigingen zijn het eenvoudigst aanpasbaar. Inzicht in deze schaal is bijvoorbeeld relevant om te begrijpen waarom landbouwers bepaalde agromilieumaatregelen al dan niet toepassen. Binnen de landbouwgemeenschap bestaat de diepe beleidskernovertuiging dat een 'goede' landbouwer zijn kunde toont door zijn grond 'proper' te houden (de Krom *et al.*, 2012). Maatregelen die hier haaks op staan, zelfs als ze wenselijk zijn voor het behoud van de ecosysteemcapaciteit, worden weinig aanvaard.

10.4.1.3 Cross-schaal en cross-niveau interacties

Dit zijn interacties tussen schalen (bv. tussen de administratieve en geografische schaal) en tussen schaalniveaus (bv. tussen gemeenten en provincies bij de administratieve schaal). Deze interacties kunnen in de tijd veranderen in kracht en richting (Cash *et al.*, 2006). Wijzigingen kunnen voortvloeien uit de gevolgen van de onderlinge interacties of veroorzaakt worden door externe

variabelen. Bijvoorbeeld decentralisatie zorgt ervoor dat de interacties tussen de nationale en de lokale overheden (tijdelijk) geïntensifieerd worden totdat er duidelijkheid is over de onderlinge machtsverhoudingen, verantwoordelijkheden en de verantwoording (Young, 2006). Een ecosysteemgericht beleid faalt wanneer er geen rekening wordt gehouden met cross-schaal en cross-niveau interacties (Cash *et al.*, 2006). Het negeren van cross-niveau interacties komt binnen de ruimtelijke en temporele schalen veel voor en leidt tot een scala aan beheerproblemen (Holling, 1986; Clark, 1987). Voorbeelden hiervan zijn lokale acties of individuele keuzes die aggregeren tot grootschalige problemen, kortetermijnoplossingen die aggregeren tot problemen op lange termijn en het nationaal beleid dat het lokaal niveau te veel beperkt om een aangepast beleid te voeren (Cash *et al.*, 2006).

10.4.2 Voorwaarden

Uit de voorgaande paragrafen blijkt dat om een ESD-gericht beleid te ontwikkelen en uit te voeren er rekening dient gehouden te worden met volgende aspecten:

- Veranderingen van government naar governance.
- Veranderingen van simpele naar complexe problemen.
- Robuustheid als organisatieprincipe.
- Verscheidenheid aan schalen en interacties tussen schalen en tussen schaalniveaus.

Maar er is nog niet geweten hoe dit gerealiseerd kan worden. Daarom werden er op basis van een literatuurstudie inhoudelijke en procesmatige randvoorwaarden afgeleid om te komen tot een ESD-gericht beleid. Deze worden in volgende paragrafen besproken. Deze bespreking vormt vervolgens de input voor de criteria en indicatoren om de ESD-gerichtheid van het huidige beleid af te toetsen.

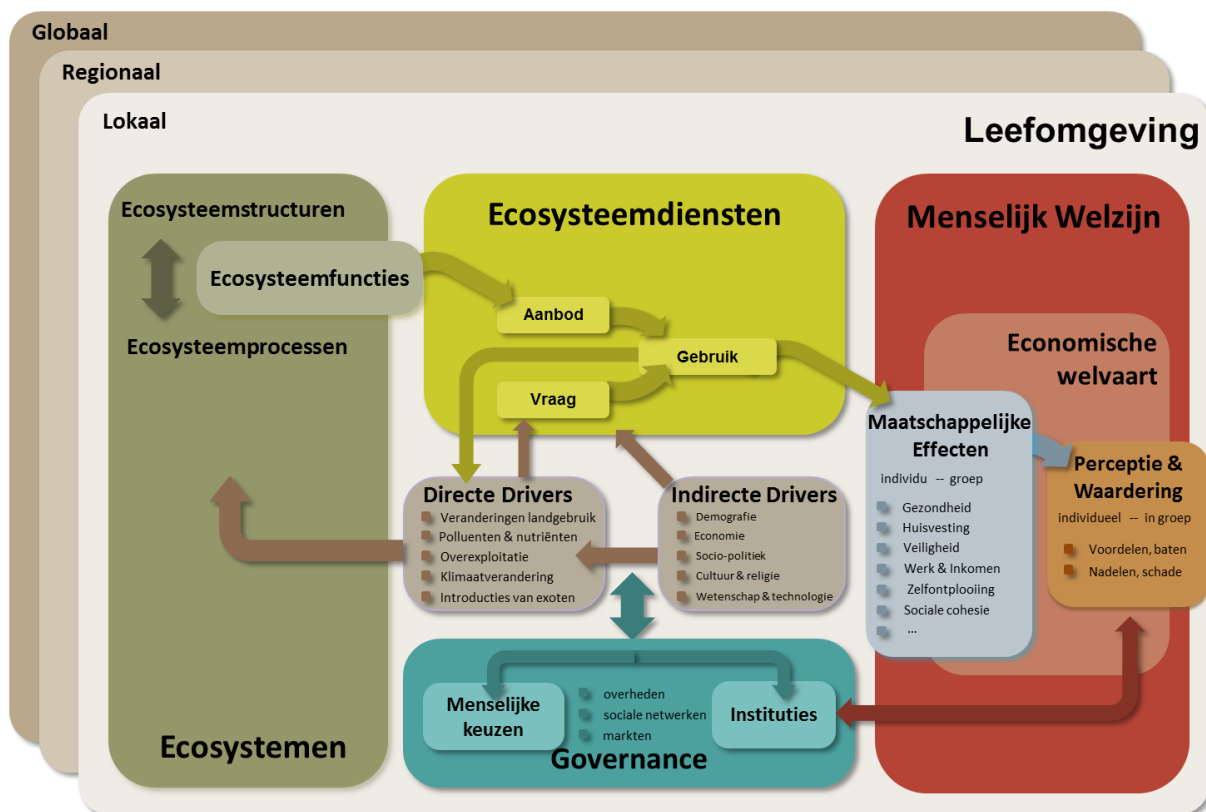
10.4.2.1 Integrale aanpak

Een ESD-gericht beleid is gebaat bij een integrale aanpak¹⁹. De ESD-cyclus (Figuur 1), die besproken wordt in hoofdstuk 2, is hiervoor een goed startpunt. Om tot een oplossing van een maatschappelijke (complex) probleem te komen kan het beleid ingrijpen op de diverse indirecte en directe drivers en op de perceptie en de waardering van de maatschappelijke effecten van ecosysteemdiensten. Hierbij kan er zowel op het aanbod aan, de vraag naar of het gebruik van één of meerdere ecosysteemdienst(en) ingespeeld worden.

Bij de **perceptie en de waardering** van maatschappelijke effecten van ecosysteemdiensten gaat het o.a. om technieken om niet-vermarkte ecosysteemdiensten te waarderen. Instrumenten die dergelijke waardering benoemen en in kaart brengen zijn de Landschapsatlas (aanduiding van gebieden rijk aan cultuurhistorische relict(en)), de Natuurwaardeverkenner (<http://natuurwaardeverkenner.be/nwv2/>) en de Biologische waarderingskaart (inschatting van de biologische waarde van vegetaties). Daarnaast gaat het om beleidsinstrumenten die de belanghebbenden en burgers informeren waardoor hun perceptie en waardering van de maatschappelijke effecten verandert. Voorbeelden hiervan zijn acties rond Thaise bloedgarnalen (garnalen waarvan het voeder afkomstig is van bedrijven die met 'slavernij' werken) en de palmolieactie van Greenpeace (om het kappen van tropische bossen voor de aanleg van palmboomplantages te voorkomen). Ten derde kan het gaan over instrumenten die de interacties tussen regelgevers (niet beperkt tot overheid) en belanghebbenden en/of burgers bevorderen. Voorbeelden hiervan zijn volksjury's en projectcomités (bv. bij ruilverkavelingen, bekkensbeheerplannen, bosgroepen, wijkcomités, schoolraden).

Beleed dat via de drivers ingrijpt op de **ecosystemen** kan gericht zijn op de volgende fasen van een ecosysteemproces: ontwikkeling, preventie, mitigatie, adaptatie en rehabilitatie (Chambers *et al.*, 2005). Ontwikkeling is gericht op de ontwikkeling van bepaalde geselecteerde ecosysteemdiensten, vaak ten koste van andere, en/of door het transformeren van bepaalde ecosysteemfuncties of -structuren. Preventie is een poging om ongewenste veranderingen in het ecosysteem voor hun aanvang te voorkomen. Mitigatie is gericht op het vertragen en stoppen van een reeds aan de gang zijnde transformatieproces. Adaptatie erkent dat een bepaalde mate van verandering onvermijdelijk is en probeert om te gaan met de veranderende omstandigheden van het ecosysteem. Rehabilitatie streeft naar een herstel van de aangetaste ecosysteemfuncties en ecosysteemstructuren.

¹⁹ Tegengesteld aan zo'n aanpak is het aanpakken van bv. slechts één enkele factor/driver die nodig is om één ESD (bv. primaire productie van hout) op te krikken inspeelt.



Figuur 1. Conceptueel kader: de ESD-cyclus (voor meer info wordt verwezen naar hoofdstuk 2).

Beleed dat via de drivers ingrijpt op de **ecosysteemdienstenvraag** kan gericht zijn om de vraag te verhogen (bv. schoolfruitcampagne om kinderen aan te moedigen om meer fruit te eten), te heroriënteren (bv. een verschuiving van niet gecertificeerd hout naar gecertificeerd hout door promotiecampagnes en de keuze van openbare besturen om enkel nog gecertificeerd hout te kopen), niet verder te laten toenemen (bv. het minder aantrekkelijk maken om te bouwen in sterk overstromingsgevoelige gebieden waardoor de mogelijkheid bestaat dat de vraag naar regulatie van overstromingsrisico niet verder toeneemt) of te verlagen (mensen aanmoedigen om minder vlees te eten door het promoten van donderdag veggiedag). Daarnaast kan beleid de ESD-vraag van belanghebbenden expliciet maken, d.w.z. dat belanghebbenden zich vaak niet realiseren dat ze baat hebben bij de levering van ecosysteemdiensten, ofwel omdat deze als vanzelfsprekend beschouwd worden of omdat de ecosysteemdienst niet meer bestaat maar wel potentieel terug kan ingevoerd worden.

10.4.2.2 Optimalisatie

De optimalisatie van de maatschappelijk gewenste²⁰ ecosysteemdienstenbundel vertrekt vanuit de maatschappelijke noden en de inbreng van belanghebbenden is hierbij belangrijk (Ash *et al.*, 2010; Chan *et al.*, 2012). Maar een optimalisatie is niet eenvoudig omdat de onderlinge effecten van ecosysteemdiensten op elkaar niet steeds duidelijk zijn (Jax *et al.*, 2013). Dit hangt af van:

- Tijdsvertragingen: de negatieve gevolgen van de levering van één dienst op andere diensten treedt pas op na verloop van tijd en/of wordt overschaduwd door complexe en soms slecht begrepen biofysische en/of sociale interacties (Jax *et al.*, 2013).
- Lokale omstandigheden/behoefden: afhankelijk van deze behoeften en omstandigheden kan dezelfde set van ecosysteemdiensten beschouwd worden als ofwel synergetisch of tegenstrijdig (Jax *et al.*, 2013).
- De belanghebbenden: bv. groene stedelijke zones worden door sommige mensen aanzien als plaatsen voor ontspanning en door anderen als enge en gevaarlijke plaatsen (Bixies & Floyd, 1997).
- Beschikbare kennis: de huidige kennis over de interacties tussen verschillende ecosysteemdiensten is nog onvolledig (Walker *et al.*, 2002). Deze onzekerheid neemt toe

²⁰ Zoals in de definitie van robuustheid aangegeven wordt maatschappij hierbij beperkt tot een bepaalde groep van belanghebbenden.

wanneer de ESD-optimalisatie dient te gebeuren op grote ruimtelijke en temporele schaal (Rodriguez *et al.*, 2006).

Daarnaast zou er bij de optimalisatie van de ecosysteemdienstenbundel ook rekening gehouden moeten worden met langetermijneffecten. Maar dit is bijzonder moeilijk omdat menselijke beslissingen zich focussen op korte termijn (Foley *et al.*, 2005). De focus op korte termijn leidt ertoe dat de maatschappij zich eerst richt op producerende diensten, gevolgd door regulerende diensten, culturele diensten en de onderliggende ecosysteemstructuren en -processen (Foley *et al.*, 2005; Rodriguez *et al.*, 2005). De beschreven volgorde komt ook overeen met hoe maatschappijen zich ontwikkelen (De Fries *et al.*, 2004). Het is pas wanneer we er bewust van worden dat we een dienst nodig hebben dat er gebieden actief worden beschermd om die dienst te leveren. Bovendien worden tijdens deze fase ook actief gebieden gerehabiliteerd (Rodriguez *et al.*, 2006).

10.4.2.3 Schaalniveau

De combinatie van multifunctionaliteit, meerdere landgebruiken en decentralisatie zorgt ervoor dat de **landschapsschaal** (zijnde een lokale ruimtelijke schaal) een geschikt niveau kan zijn om de beleidsproblemen op te lossen. Dit is in het bijzonder het geval bij het uitstippelen van het beleid voor multifunctionele gefragmenteerde landschappen die sterk door de mens gebruikt worden. Het aanbod van ecosysteemdiensten is hierbij eerder afhankelijk van de ruimtelijke interactie tussen individuele ecosysteemvlekken (met hetzelfde of een verschillend landgebruik) dan van de kleine ecosysteemvlekken zelf (Temorshuizen & Opdam 2009). Neem voorbeeld het aanbod van ruimte voor buitenactiviteiten. Het individuele bosje of de fruitboomgaard zijn minder bepalend. Maar de ligging van deze elementen bij bv. andere bossen, akkers en weiden en in welke mate deze elementen toegankelijk zijn, bepalen in welke mate er gebruik van gemaakt wordt. Zijn er bijvoorbeeld wandelwegen en zijn de startpunten voor wandelingen bereikbaar met auto, fiets, bus, etc.?

De uitvoering van veel milieu- en natuurwetgeving gebeurt veelal op landschapsschaalniveau (Müller *et al.*, 2010). Zo introduceerde men het (landschappelijk) coherente Natura 2000-netwerk op Europees niveau en de (landschappelijk) samenhangende natuurlijke structuur (VEN+IVON) op Vlaams niveau. Sommige ecosysteemdiensten spelen zich eerder af op hogere of lagere schalen. Bijvoorbeeld de regulatie van het globaal klimaat speelt zich af op de globale schaal (Hein *et al.*, 2006; de Groot *et al.*, 2010). Bovendien is ook de waardering van de ecosysteemdiensten schaalafhankelijk (Hein *et al.*, 2006). Dit betekent dat bij de keuze voor een ander schaalniveau andere belanghebbenden winnen of verliezen (Adger *et al.*, 2005). Eén van de onderliggende redenen is dat schaalkwesties sterk verbonden zijn met politieke kwesties (Lebel *et al.*, 2006). Overheden proberen het probleem soms ook te herdefiniëren zodat het schaalniveau van het probleem overeenkomt met het territoriaal schaalniveau (bv. gemeenten/steden, provincies) van de overheid (Lebel *et al.*, 2005).

10.4.2.4 Voorzorgprincipe

Het voorzorgsprincipe is een moreel en politiek principe en een rechtsbeginsel. Het bestaat uit een bewijslastbenadering en een actiefacet. De bewijslastbenadering stelt dat de voorstanders van de ingreep dienen te bewijzen dat een ingreep of een beleidsmaatregel niet resulteert in ernstige of onomkeerbare schade aan de samenleving of het milieu wanneer er geen wetenschappelijke consensus bestaat over de toekomstige schade, vooraleer de voorstanders de maatregel kunnen implementeren. Het actiefacet stelt dat milieubescherpende maatregelen dienen genomen te worden ook al bestaat geen wetenschappelijke zekerheid over het schadelijk effect (zie bv. art 6 6° Decreet Integraal Waterbeleid). Binnen een ESD-context komt ernstige of onomkeerbare schade overeen met het overschrijden van bepaalde kritische drempels (*tipping points*) waardoor de staat van het ecosysteem zodanig verandert dat het niet meer in staat is om deze diensten te produceren (Farley, 2008; Schneiders *et al.* 2012). De capaciteit van het ecosysteem om goederen te produceren dient dus behouden te worden (Matzdorf & Meyer, 2004). De kritische drempels zijn niet steeds gekend (Mauerhofer *et al.* 2013). In deze gevallen dient het voorzorgsprincipe toegepast te worden en een veilige minimumnorm te worden gedefinieerd (Ciriacy-Wantrup, 1952). Binnen het beleid zijn deze bijvoorbeeld verwerkt binnen de randvoorwaarden (gemeenschappelijk landbouwbeleid), als waterkwaliteitsnormen (integraal waterbeleid) en als minimaal leefbare populaties (natuurbeleid). Het is voor het ESD-gericht beleid noodzakelijk dat bij definiëring van de veilige minimumnorm rekening wordt gehouden met de diverse ecosysteemfuncties en ecosysteemprocessen die aan de grondslag liggen van de bundel ecosysteemdiensten die geoptimaliseerd worden.µ

10.4.2.5 Waardering

Waardering is de appreciatie die aan een ecosysteemdienst en het individueel en/of maatschappelijk effect ervan (bv. gezond voedsel, een gezonde leefomgeving, betaalbaar voedsel) wordt toegekend. Waardering is eigenlijk het articuleren van waarde. Dit betekent dat geen object, ecosysteemstructuur of ecosysteemproces uit zichzelf waarde heeft of dat deze waarde objectief meetbaar is, maar dat dit een gevolg is van een sociaal proces waardoor deze waarde bepaald wordt (Ernstson, 2013, zie voetnoot 11). Uit historisch en sociologisch onderzoek blijkt dat kunstenaars, schrijvers en wetenschappers belangrijke actoren zijn wanneer het gaat om het waarderen van landschappen of soorten (Ernstson & Sorlin, 2009; 2013; Sorlin, 1998). Deze actoren produceren voorwerpen of artefacten zoals schilderijen, gedichten, kaarten, foto's, film en wetenschappelijke rapporten die gebruikt kunnen worden door (andere) actoren om een verhaal te construeren om een bepaalde maatschappelijke keuze te ondersteunen en de waarde van deze keuze te beschrijven. Dergelijke verhalen kunnen worden verteld in sociale arena's zoals de media, openbare bijeenkomsten, tentoonstellingen en het parlement. Al deze entiteiten – actoren, artefacten en arena's- zijn een onderdeel van het articuleren van waarde (Ernstson, 2013). De waardering kan ook gebeuren met verschillende en vaak conflicterende waarderingkaders (bv. instrumentele en eudaimonistische waarden, zie hoofdstuk 8 waardering). Waardering omvat keuzes en daarom dienen de beleidsmakers of het netwerk expliciet te zijn over de gebruikte waardenkaders, de beslissingscontext waarin die waarden gebruikt worden, de diensten en effecten die gewaardeerd worden, de gebruikte waarderingmethoden, de veronderstellingen waarop de methoden gebaseerd zijn, de reden waarom bepaalde effecten niet gewaardeerd worden en waarom bepaalde waardenkaders niet gebruikt worden en hoe de verschillende waarden geaggregeerd worden (bv. kosten-batenanalyse, multicriteria-analyse, overlegmethoden). Even belangrijk is de keuze van de gebruikte taal. Een keuze voor de economische taal zou ertoe kunnen leiden dat de economische aspecten (dus de instrumentele waardering in monetaire termen) de overhand krijgen op de andere dimensies (bv. gezondheid). Daarnaast dienen de gebruikte termen de werkelijkheid weer te geven (Jax *et al.*, 2013). Bijvoorbeeld wanneer er enkel instrumentele waardering in monetaire termen gebruikt wordt, kan er eigenlijk niet gesproken worden van de totale ecosysteemwaarde aangezien niet alle waarden van alle diensten accuraat monetair kunnen worden berekend. Tenslotte, omdat de waarde die aan maatschappelijke effecten gehecht worden ook belanghebbendenafhankelijk is, dienen de belanghebbenden ook in de mate van het mogelijke bij de waardering betrokken te worden (Apitz, 2013; Costanza *et al.*, 1998, Costanza & Liu, 2014). Bovendien dient hierbij rekening gehouden te worden met het feit dat de waarde van maatschappelijke effecten afhankelijk is van het ruimtelijk schaalniveau (Hein *et al.*, 2006). Bijvoorbeeld, in de 'Wieden' (een Nederlands natuurgebied) zijn de producerende diensten (riet-of visproductie) enkel op lokale schaal belangrijk, terwijl de culturele ecosysteemdiensten belangrijk zijn op zowel lokale, provinciale, nationale als internationale schaal (vooral buurlanden). Dus als de analyse gebeurt op de nationale schaal dan blijven de producerende diensten onderbelicht.

10.4.2.6 Adaptief beheer en adaptief co-beheer

Adaptief beheer en adaptief co-beheer zijn beheerstrategieën die gericht zijn op het verwerven van inzichten om de onzekerheid te verminderen (Holling, 1997; Walters, 1986; Williams *et al.*, 2009). Beide strategieën zorgen er ook voor dat het beheer –ondanks de onzekerheden- niet uitgesteld wordt (Allen & Gunderson, 2011; Jacobs *et al.*, 2013; 2014). Het doel is om een beheervorm voor een specifieke plaats te vinden waarmee de gekozen beleidsdoelen bereikt kunnen worden. Dit gebeurt met een gericht experiment waarbij alternatieve beheervormen met elkaar vergeleken worden. De bekomen resultaten worden ook gerapporteerd naar de doelgroep en er gebeurt een periodieke evaluatie. Het is dus meer dan trail-and-error. Adaptief (co-)beheer dient wel steeds samen te gaan met het stellen van doelen, het identificeren van (alternatieve) hypothesen, monitoring, rapportering van de resultaten naar de doelgroep en een periodieke evaluatie (Allen *et al.*, 2011; Biber, 2013; Craig & Ruhl, 2014). Adaptief beheer betekent ook dat het beleid aanpasbaar dient te zijn. De termijn voor de aanpasbaarheid dient een evenwicht te zijn tussen onderstaande bekommernissen:

- De termijn die het ecosysteem nodig heeft om veranderingen te registreren ten gevolge van de beleidsacties (dit is afhankelijk van de beschouwde ecosysteemvariabelen, sommige veranderen snel en andere traag).
- Het voorkomen van onomkeerbare schade (de termijn mag in die zin niet te lang zijn).
- De electorale cyclus.
- Rechtszekerheid (bijvoorbeeld landbouwers nemen investeringsbeslissingen op basis van de huidige regelgeving, het laatste is bijzonder belangrijk voor de legitimiteit van het beleid op wie het van toepassing is) (Cosens, 2003).

De tijd tussen de opeenvolgende evaluaties (en de eventuele beleidsaanpassingen) zal van het beleidsprobleem afhangen, maar in de meeste gevallen is dit vijf jaar of minder (Allen *et al.*, 2011). De organisatievorm van adaptief beheer en co-beheer is verschillend. Adaptief beheer gebeurt in een setting waarbij de beleidsmaker een beheerder stimuleert/verplicht om bepaalde doelstellingen na te streven. Adaptief co-beheer gebeurt in een setting waarbij een zelf georganiseerd netwerk de afgesproken en bediscussieerde groepsdoelstellingen tracht te realiseren (Berkes *et al.*, 2007; Berkes, 2009). Het zelf georganiseerd netwerk bestaat meestal uit een gevarieerde groep van belanghebbenden (gebruikersgroepen, overheden, marktpartijen, NGO's, wetenschappers) op verschillende niveaus (lokaal, regionaal, nationaal, internationaal) (Olsson *et al.*, 2004). Het is tenslotte belangrijk om te benadrukken dat adaptief beheer en adaptief co-beheer niet de enige mogelijkheden zijn en ook niet steeds aangewezen zijn (Allen & Gunderson, 2013). Adaptief (co-)beheer is de meest geschikte strategie wanneer de onzekerheid en de controleerbaarheid (de mate dat beleidsmaker/netwerk het gekozen beheer kan veranderen) groot zijn en het risico relatief laag. Adaptief (co-)beheer is bijvoorbeeld niet aangewezen wanneer er een gevaar bestaat voor irreversibele veranderingen. Wanneer er een groot risico bestaat voor irreversibele veranderingen dan is het voorzorgprincipe meer aangewezen. Het voorzorgprincipe en adaptief (co-)beheer zijn in die zin dus complementair. Wanneer de onzekerheid groot is, maar de controleerbaarheid klein is dan is scenarioplanning meer aangewezen (Peterson *et al.*, 2003, Allen & Gunderson, 2013). De controleerbaarheid is laag wanneer de externe invloeden groot zijn, het effect zich afspeelt over lange termijn, wanneer er een beperkt vertrouwen is in de kennis waarop het beleid gebaseerd is en wanneer de structurele onzekerheid groot is (Gregory *et al.*, 2006). Een voorbeeld van een beleidsprobleem met lage controleerbaarheid en hoge onzekerheid is klimaatverandering. Maar ook bij dergelijke beleidsvraagstukken kan adaptief (co-)beheer aangewezen zijn voor bepaalde deelaspecten (Allen & Gunderson, 2013). Bijvoorbeeld om uit te zoeken hoe de landbouw zich kan aanpassen aan de veranderde klimatologische omstandigheden.

10.4.2.7 (Sub)Schaalafstemming

(Sub)Schaalafstemming is een noodzakelijke strategie omdat er geregeld geen overeenstemming is tussen de menselijke en biofysische schalen in ruimte en tijd (Gibson *et al.*, 2000; Young, 2003), bijvoorbeeld:

- Er is geen overeenstemming tussen de ruimtelijke schaal van het probleem en het administratief niveau dat het probleem moet oplossen bij grensoverschrijdende luchtvervuiling, trekkende dieren, grensoverschrijdende stroomgebieden.
- Er is geen overstemming tussen de temporele schaal van het ecologisch probleem en de maatschappelijke organisatie die het probleem dient op te lossen: langetermijnbehoeften (bv. bodemvruchtbaarheid) versus korte electorale cycli (Young, 2003).

Een ander probleem kan zijn dat het niveau waarop kennis beschikbaar is niet overeenkomt met het niveau waarop beslissingen worden genomen (Kates *et al.*, 2001). De beschikbare grootschalige wetenschappelijke kennis (bv. mondiale klimaatmodellen) wordt door lokale actoren als niet relevant aanzien, terwijl de lokale en inheemse kennis als niet relevant wordt gezien door nationale en internationale actoren. Het resultaat is dat de actoren op verschillende niveaus twijfelen aan de legitimiteit en geloofwaardigheid van het beleid wanneer er met hun kennis geen rekening wordt gehouden (Cash *et al.*, 2003).

Voorbeelden van (sub)schaalafstemming zijn:

- Het aanpassen van de administratieve schaal (bv. de creatie van een bekkencomité) aan de ruimtelijke schaal van het ecosysteem (bekken). Dit betekent niet dat de verschillende administratieve niveaus uitgesloten worden van de governance structuur. Het nieuw gecreëerde administratieve schaalniveau (bekkencomité) dient een evenwicht te vinden in gevoeligheden van lagere niveaus (lokale bezorgdheden en mogelijkheden) en hogere niveaus (grootschalige problemen) (Temeer, 2010). De rol die de verschillende niveaus hierbij krijgen volgt het principe van subsidiariteit, zijnde beslissingen worden genomen op het meest geschikte niveau (bv. de Vlaamse overheid kan beslissen dat erosie met x% dient verminderd te worden, de planning en de uitvoering hiervan kan gebeuren door het gemeentelijk niveau of een samenwerkingsverband van gemeenten). Ook de andere schaalniveaus dienen op elkaar afgestemd te worden. Bijvoorbeeld, als het stroombekken de gekozen ruimtelijke schaal is en de administratieve schaal is het bekkencomité dan dient kennis die bv. op een deelbekkenniveau verzameld werd opgeschaald te worden en kennis die op niveau van een stroomgebied of Vlaams niveau verzameld werd gedownscaled. Het opschalen en downscalen van kennis is niet steeds mogelijk.
- De afstemming tussen de institutionele schaal en de ruimtelijke schaal: bijvoorbeeld het creëren van de institutie *integraal verbindend en ondersteunend netwerk (IVON)* om

conform de ruimtelijke schaal te zijn waarin organismen hun populatie in stand houden of om te erkennen dat de ruimtelijke schaal die vogels gebruiken groter is dan een speciale beschermingszone.

- Het afstemmen tussen meerdere institutionele schalen: bijvoorbeeld afstemming tussen de ruimtelijke bestemmingsplannen en het Vlaams Ecologisch Netwerk of het Integraal Verbindend en Ondersteunend Netwerk van het Natuurdecreet, dus afstemming tussen een uitvoeringsbesluit van de ruimtelijke ordening en een decreet van het natuurbeleid.

10.4.2.8 Participatie

Participatie is een proces waar mensen, individueel of d.m.v. georganiseerde groepen, informatie uitwisselen, hun mening kunnen geven, hun belangen kunnen formuleren en de mogelijkheid hebben om beslissingen te beïnvloeden (ILO 2000). Participatie m.b.t. milieu-aangelegenheden is ook een rechtsbeginsel²¹. Participatie is belangrijk en eigenlijk een noodzaak omdat ESD-gericht beleid:

- Enkel mogelijk is wanneer de verschillende hulpbronnen (kennis, geld, macht, grond) die verdeeld zijn over de diverse actoren en sectoren samengevoegd worden (Huitema *et al.*, 2009).
- Gebaat is bij het verduidelijken van synergieën en trade-offs over baten, ecosysteemdiensten en verschillende waardedimensies en de verdeling van de baten over de verschillende belanghebbenden (Martín-López *et al.*, 2013) omdat dit kan leiden tot het ontwikkelen van een beheerstrategie voor ecosysteemdiensten die rekening houdt met een breed scala van waarden en belangen (Ash *et al.*, 2010; Chan *et al.*, 2012).
- Het een manier is om ondanks onzekerheid toch gedragen beslissingen te nemen (Jacobs *et al.* 2014).
- Gebaat is bij het ontwikkelen van sociaal kapitaal en sociaal geheugen (zie verder).

Het startpunt hierbij is dat de meest geschikte participatievorm (Tabel 2) niet bestaat, contextafhankelijk is en ook kan verschillen in functie van de belanghebbenden (DeCaro & Stokes, 2014). Daarom is een betere benadering om verschillende mogelijkheden van participatie aan te bieden en deze te gebruiken in functie van de lokale context (Walkerden 2005, Stringer *et al.* 2006, DeCaro & Stokes 2014). Participatie is moeilijker of soms onmogelijk in situaties waar sectorale belangen van machtige actoren primeren. Het is dus geen garantie voor beleidssucces (Booth & Halseth 2011).

Tabel 2. De rol van de participant en de overheid bij verschillende participatievormen (Edelenbos & Monnikhof 2001).

Participatievorm	Rol van overheid	Rol participant
Informereren	Agendavorming door het bestuur, publiek wordt hiervan op de hoogte gehouden.	Toehoorder
Consulteren	Agendavorming door het bestuur, maar ziet publiek als partner bij beleidsvorming. Maar, resultaten uit het overleg worden niet als bindend voor het bestuur beschouwd.	Geconsulteerde
Adviseren	Agendavorming door het bestuur, maar publiek krijgt gelegenheid om problemen en oplossingen aan te brengen. De politiek kan hiervan enkel beargumenteerd afwijken.	Adviseur
Coproduceren / Co-creatie	Bestuur en betrokkenen komen samen een agenda overeen, men zoekt samen naar oplossingen. Het bestuur verbindt zich aan de hieruit voortgekomen resultaten.	Partner
Zelfbeheer	Bestuur laat agenda- en beleidsvorming volledig over aan de betrokkenen en speelt hierin zelf slechts een adviserende rol.	Beslisser

Betrokkenheid bij de formulering en uitvoering van een ESD-gericht beleid betekent dat de actoren betrokken dienen te worden bij de selectie van ecosysteemdiensten en de optimalisatie ervan, het bepalen van geschikte beleidsinstrumenten, de uiteindelijke beleidskeuzes, de monitoring, evaluatie en de eventuele noodzakelijke beleidsherformulering (Huitema *et al.*, 2009). Dit betekent dus dat participatie dient plaats te vinden tijdens alle fasen in de beleidscyclus (Tabel 3).

²¹ Het internationaal Verdrag van Aarhus geeft elke burger het recht om betrokken te worden in milieuaangelegenheden. Het verdrag waarborgt toegang tot milieu-informatie, inspraak bij de besluitvorming over het milieu en toegang tot de rechter inzake milieuaangelegenheden.

Tabel 3. De verschillende fasen in de beleidscyclus (Howlett & Ramesh 2003; Hupe 2007).

Fase beleidscyclus	Deelprocessen van probleemoplossing
Agendavorming	Identificatie van het probleem (bv. welke ESD's dienen er geoptimaliseerd te worden)
Beleidsformulering	Voorstel van een oplossing (bv. welke beleidsinstrumenten zijn er geschikt om het ESD optimalisatie-doel te bereiken)
Besluitvorming	Keuze voor oplossing (bv. de gekozen instrumentenmix)
Beleidsuitvoering	Omzetten van oplossing in effect
Beleids-evaluatie	Bezien van de resultaten (om te kunnen evalueren dient er gemonitord te worden)

10.4.2.9 Responsabiliteit

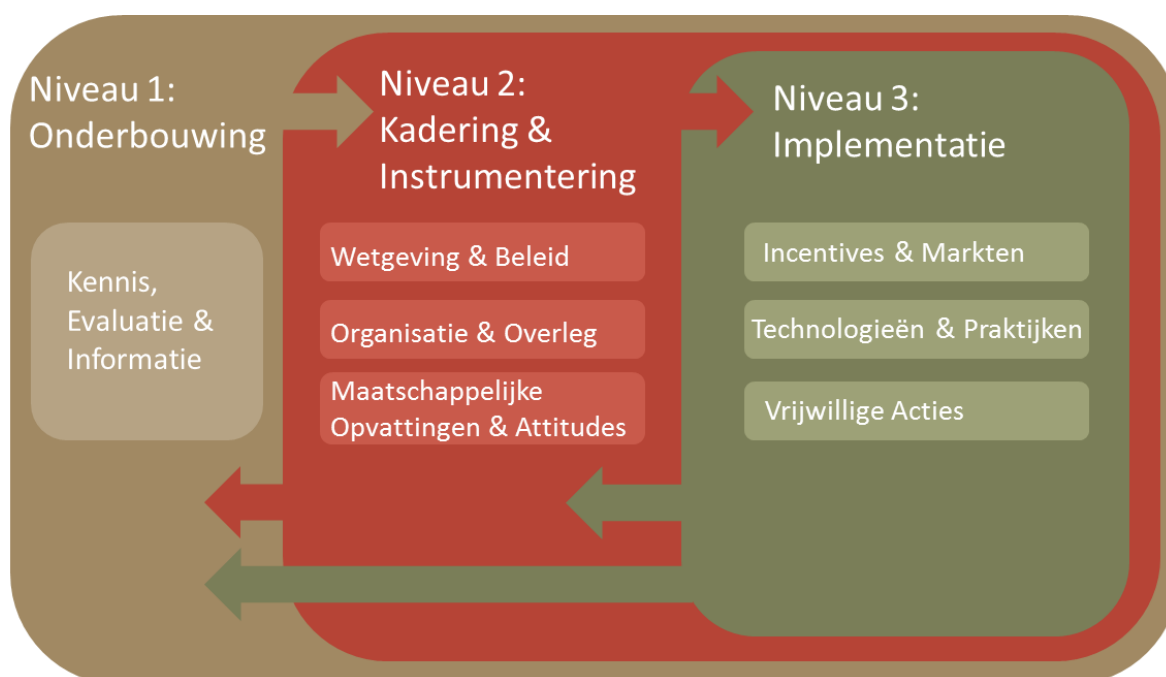
Responsabiliteit benadrukt dat aan het gebruik van ecosysteemdiensten ook een verantwoordelijkheid hangt om deze diensten op een ecologisch houdbare, economisch efficiënte en sociaalrechtvaardige manier te gebruiken. Individuele en maatschappelijke keuzes, verantwoordelijkheden en stimuli dienen op elkaar te worden afgestemd en op de brede maatschappelijke en ecologische doelstellingen (Costanza *et al.*, 1998, Costanza & Liu, 2014). Om dit te realiseren zal er steeds een instrumentenmix noodzakelijk zijn omdat:

- Elk instrument zijn sterktes en zwaktes heeft (Gunningham & Grabosky, 1998; Howlett & Rayner, 2004).
Individuele instrumenten elkaar versterken, bijvoorbeeld de aanwezigheid van meer ingrijpende instrumenten (bv. *command-and-control* wetgeving) zelfs als ze niet gebruikt worden, verhoogt het effect van minder ingrijpende instrumenten (bv. vrijwillige uitvoering) (Ayres & Braithwaite, 1992).
- Individuele belanghebbenden hun eigen instrumentenvoorkeuren hebben (Gunningham & Grabosky, 1998).

Deze instrumentenmix kan de volgende instrumententypes omvatten:

- (1) kennis, evaluatie en informatie die de overige zes responsies ondersteunen en ondersteunen;
- (2) wet- en regelgeving (bv. beschermde gebieden, wettelijke normen) en beleidsplanning;
- (3) organisaties en structuren voor overleg (bv. raad-van-bestuur van een bosgroep, commissie integraal waterbeleid), (participatieve) beleidsuitvoering, monitoring en handhaving;
- (4) een set van maatschappelijke opvattingen en attitudes;
- (5) incentives, vaak gekoppeld aan markttransacties;
- (6) de inzet van technologie en praktijken (bv. code goede landbouwpraktijk, code goede natuurpraktijk, het toepassen van vaste uitrijpistes, gebruiken van lagedrukbanden); en
- (7) vrijwillige acties.

De instrumententypes kunnen worden gegroepeerd op drie niveaus (Figuur 2): 1) onderbouwing, 2) kadering & instrumentering (deze hebben zowel een faciliterende als voorwaardenscheppende invloed op de verdere implementatie of beleidsuitvoering) en 3) implementatie. De niveaus zijn hiërarchisch (onderbouwing is nodig voor kadering & instrumentering wat vervolgens nodig is voor implementatie) en versterken elkaar in beide richtingen.



Figuur 2. Groepering van interventietypes op 3 niveaus (Vira et al., 2011).

Naast de mix is ook de onderliggende logica van elk instrument belangrijk om tot een ecosysteemdienstenresponsabiliteit te komen. Met onderliggende logica wordt het signaal bedoeld dat de regelgever geeft aan de gereguleerde. Binnen de ESD-literatuur wordt hierbij vooral aandacht geschonken aan incentives en in het bijzondere aan de economische incentives (Matzdorf & Meyer, 2004). Een eerste mogelijkheid is dat de regelgever aangeeft dat de vervuiler de vervuiling dient te betalen of het vervuiler-betaalt-principe. Het gevolg hiervan is dat de vervuiler (indien mogelijk) de milieukost mee zal opnemen in de kostprijs van een goed. Een tweede mogelijkheid is dat de ecosysteembeheerder die de gewenste maatschappelijke dienst aanbiedt, hiervoor een vergoeding krijgt of dus het beheerder-krijgt-principe (Mauerhofer et al., 2013). De vergoeding wordt regelmatig gelijkgesteld aan de opportuniteitskosten (dus de gedeerde landbouwopbrengst), wat bij de agromilieumaatregelen zelfs verplicht is door de EU. Door deze keuze verandert de boodschap aan de gereguleerde. Het beheerder-krijgt-principe wenst de boodschap over te brengen dat indien beheerders bepaalde gewenste maatschappelijke diensten leveren ze hiervoor vergoed worden a rato van de geleverde diensten. Waardoor de optimale mix van de geproduceerde diensten sterk kan veranderen. Terwijl het compenseer-beheerder-principe eerder de boodschap overbrengt dat productie van marktgoederen de norm is en dat als de productie van niet-marktgoederen via agromilieumaatregelen gestimuleerd wordt de (publieke) waarde van deze marktgoederen gelijk is aan de verloren marktopbrengsten. Wat zeker niet het geval is en ook strijdig met de ESD-logica van optimale ecosysteemdienstenbundel. In ieder geval ondersteunen beide principes in meer of minder mate een ESD-gericht beleid en het blijft eerder een politieke vraag om te bepalen wanneer het ene of andere principe geldig is (Van Hecken & Bastiansen, 2010). Veronderstel een landbouwbedrijf dat volledig gericht is op de productie van landbouwgewassen en dat beslist om de bomenrijen, hagen, houtkanten of heggen die het in de loop van de jaren vervangen zijn door prikkeldraad terug in ere te herstellen. Moet deze landbouwer gecompenseerd worden voor zijn positieve bijdrage aan het ecosysteem? Of hebben landbouwers een morele en maatschappelijke plicht om te voldoen aan een bepaalde minimale norm op hun bedrijf? In het laatste geval kan er een boete worden opgelegd wanneer de landbouwer tekortschiet. In het eerste geval kan aan de landbouwer een 'vergoeding' gegeven worden omdat de landbouwer iets voor de maatschappij doet wat hij onder de heersende wetgeving niet had moeten doen. Uit het oogpunt van efficiëntie wordt vaak benadrukt dat beleidsmakers best focussen op de sterkst vervuilende landbouwer omdat daar de milieuwinst per vergoedingseenheid het grootst is. Maar uit moreel oogpunt is dit niet te verdedigen want het het beheerder-krijgt principe om naar een betaal-diegene-die-het-sterkst-vervuilt principe (Hanley et al., 1998).

10.4.2.10 Sociaal kapitaal

Sociaal kapitaal is het geheel aan sociale netwerken, instellingen en organisaties, wetten, vertrouwensrelaties en andere instituties die samenwerken en samenleven mogelijk maken (zie

ook hoofdstuk 2). Dit kapitaal wordt opgebouwd door het proces waarbij de onderlinge relaties tussen actoren resulteren in vertrouwen, wederkerigheid, wederzijdse regels, normen en sancties en onderlinge verbondenheid (Pretty & Ward, 2000). Sociaal kapitaal is de lijm die het actorennetwerk samenhoudt (Adger, 2003; Olsson *et al.*, 2004, Pretty & Ward, 2000). Sociaal kapitaal wordt opgebouwd door te investeren in de horizontale en verticale samenwerking binnen het netwerk (Scheffer *et al.*, 2003) en beide zijn nodig bij ESD-beleid (Westley, 1995). De diverse actoren hebben elk hun eigen taak, maar een zekere mate van overlap is nodig om verder te kunnen werken wanneer een schakel al dan niet tijdelijk wegvalt (Low *et al.*, 2003). De autoriteit binnen het netwerk wordt best verspreid over verschillende beslissingscentra (polycentrisch, Ostrom, 1996) om over-verbondenheid van het netwerk tegen te gaan (Walker & Salt, 2006) zodat bv. de uitschakeling van een beslissingscentrum in een stad enkel gevolgen heeft voor een stadswijk en niet voor de ganse stad. Een ander voorbeeld van over-verbondenheid van het netwerk is het wereldwijd voedselsysteem. Een politieke crisis in Oekraïne kan een beleidsingreep vereisen om een inkomenscrisis bij landbouwers (bv. perentelers en varkensboeren) in Vlaanderen te voorkomen. Bij adaptief governance krijgen verschillende actoren een nieuwe of veranderde rol (Folke *et al.*, 2005, Muradian & Rival, 2012), onder andere:

- De overheid: van aanstuurder tot mede-aanstuurder, aanstuurder vanop afstand (bv. wanneer de niet-overheidspartijen falen) of facilitator.
- Ngo's en bedrijven: van lobby- en belangenorganisaties naar mede-aanstuurder (bv. supermarkten sturen de landbouwers aan om volgens een welomschreven teeltmethode te werken).
- Wetenschappers: van de objectieve leverancier van wetenschappelijke kennis voor beheer en beleid naar één van de kennisactoren.
- Lokale beheerders en/of lokale groepen: van weinig betrokken naar één van de kennisactoren.

Het is hierbij wel belangrijk te benadrukken dat een dergelijk actorennetwerk de beleidsverantwoording van de hiërarchische overheid niet vervangt, maar eerder aanvult (Kettl, 2000). De overheid blijft dus een belangrijke rol hebben in een ESD-actorennetwerk (Muradian & Rival, 2012). Bij de evolutie van de overheid van aanstuurder naar mede-aanstuurder kunnen volgende gradaties onderscheiden worden: het bevelen van welbepaald gedrag, het stimuleren van welbepaald gedrag met een welomschreven methode, het stimuleren van welbepaald gedrag waarbij de methode kan gekozen worden, het creëren van verantwoordelijke individuen of organisaties door motiverende en informatieve instrumenten en ten slotte het faciliteren van deze creatie. De bedoeling van het creëren van verantwoordelijke individuen en organisaties is dat zij zichzelf sturen of zelfs anderen (Arts, 2014). Bijvoorbeeld de overheid (mede)creëert maatschappelijk verantwoorde bedrijven die op hun beurt hun toeleveranciers aansturen om hun gedrag te veranderen via economische stimuli zoals een hogere productprijs of het behoud van hun positie als leverancier (Gunningham & Grabosky, 1998). Naast de overheid is het belangrijk om aandacht te hebben voor alle andere actorentypes, zijnde bedrijven en industrie, onderzoekinstellingen, eigenaars en beheerders, het middenveld en burgers en gemeenschappen (Vira, 2011). De burgers en gemeenschappen (al dan niet verenigd in tijdelijke actiecomités) vormen hierbij een moeilijkere maar noodzakelijke groep om te betrekken in het actorennetwerk: *"Dat is de toekomst: dat men steeds meer te doen zal hebben met een mozaïek van organisaties waarvan je niet weet wie de gemandateerde zijn, waar je te doen krijgt met mensen die niet getraind zijn in compromisvorming, die de draaiboeken waarop de Belgische politiek zolang heeft gesteund niet kennen"* (Huyse, 2002). Deze actorentypes zijn ook heterogeen. De overheid bestaat uit een amalgaam van verschillende filialen, agentschappen en politieke fracties, en gemeenschappen zijn de gastheer van tal van verschillende belangen, perspectieven, en politieke actoren (Carlsson & Berkes, 2005). Hierdoor is samenwerking tussen actoren van hetzelfde type ook zeer belangrijk. Tenslotte, omwille van het multi-sector, multi-level en multi-schaal karakter is er ook een belangrijke rol weggelegd voor brugorganisaties (*bridging organisations*) (Berkes, 2009; Allen *et al.*, 2011). Deze organisaties staan in voor:

- Het uitwisselen of de uitwisseling faciliteren van wetenschappelijke en lokale kennis.
- Het verbinden van diverse overheidsinstellingen, zowel interdepartementaal, intersectoraal als tussen niveaus (lokaal, Vlaams, Belgisch, Europees).
- Het verbinden van niet-overheidsactoren met overheidsactoren (bv. de bosgroep verbindt de overheid met de private bouseigenaars).

Dergelijke verbindingen leiden tot het opbouwen van vertrouwen, het ontwikkelen van een visie en doelstellingen, het opbouwen en uitwisselen van kennis en het oplossen van conflicten (Berkes, 2009). Succesvolle brugorganisaties verantwoorden zich aan beide zijden van de grens, gebruiken "brugobjecten" zoals kaarten, rapporten en prognoses die geproduceerd werden door auteurs van

beide zijden van de grens, moedigen participatie over de grens aan, roepen de partijen (regelmatig) samen, vertalen, coördineren en mediëren (Cash *et al.*, 2003).

10.4.2.11 Institutioneel geheugen

Institutioneel geheugen is de gezamenlijke kennis en ervaring inzake beheer en beleid van ecosysteemdiensten van het actorennetwerk die opgeslagen werden in 'geactualiseerde' waarden en normen. Bovendien worden deze waarden en normen door middel van maatschappelijk debat en besluitvorming verwerkt worden tot passende strategieën voor het omgaan met voortdurende verandering (McIntosh, 2000). Hierdoor verhoogt sociaal geheugen het aanpassingsvermogen en aldus de robuustheid van het systeem (Olsson *et al.*, 2004). Bovendien dienen zowel positieve als negatieve ervaringen te worden opgeslagen, dus ook welke beheerpraktijken tot ecosysteemdegradatie leiden (Nyjvist & von Heland, 2014). Sociaal geheugen is op zich geen wondermiddel voor een ESD-gericht beheer en beleid (Barthel *et al.*, 2010) omdat het ook kan leiden tot vertraging (zijnde dringende beleidsaanpassingen worden slechts stapsgewijs ingevoerd), padafhankelijkheid (zijnde het vasthouden aan gekende instrumenten en praktijken omdat vroegere beslissingen de kosten en baten van bepaalde beleidskeuzes beïnvloeden, bovendien kunnen de vroegere beslissingen een zelfversterkend effect hebben²²) en stijfheid (zijnde de weerstand tegen aanpassing) (zie o.a. Gunderson & Light, 2006; Robards *et al.*, 2011). Dit kan ongewenste stabiliteit genoemd worden (zie bijvoorbeeld Scheffer *et al.*, 2001; Folke, 2006) en ESD-gericht beleid dient dit probleem te overwinnen (Dietz *et al.*, 2003; Folke *et al.*, 2005; Fabricius *et al.*, 2007).

10.4.3 Conclusie

Een ESD-gericht beleid heeft als doel een duurzaam beheer van ecosystemen en ecosysteemdiensten. Het focust op de robuustheid van het ecosysteem, zijnde *"het vermogen van een ecosysteem om via de ecosysteemstructuren en -processen een bepaalde set van ecosysteemdiensten te blijven leveren voor een bepaalde groep van belanghebbenden ondanks de onzekere toekomst en verandering"*.

Inhoudelijk benadrukt een ESD-gericht beleid het bestaan van meerdere diensten, die meerdere waarden hebben en op meerdere landgebruiken kunnen geleverd worden. De diensten interageren bovendien onderling met elkaar en daarom is een optimalisatie aangewezen. De optimalisatie houdt rekening met de verscheidenheid aan maatschappelijke belangen, met de gevolgen tot (ver) buiten het gebied en met de gevolgen voor toekomstige generaties. Daarnaast is het belangrijk dat de robuustheid van het systeem behouden blijft of verbeterd wordt en daarom is een erkenning van het voorzorgprincipe, beheerder-krijgt-principe en vervuiler-betaalt-principe aangewezen.

Procesmatig zal een ESD-gericht beleid vorm krijgen door een samenspel van een verscheidenheid aan actoren werkzaam op een verscheidenheid aan niveaus en actief zijn in een verscheidenheid aan sectoren. Instituties die verbinden (bv. regionale landschappen) en schalen afstemmen (bv. bekkencomités) zijn hierbij relevant. Daarnaast is het relevant dat dit samenspel plaatsvindt gedurende de ganse beleidscyclus door een variëteit aan participatievormen. De uitvoering van het beleid is gebaat bij een verscheidenheid aan beleidsinstrumenten die samen ingrijpen op een verscheidenheid aan aanknopingspunten (bv. ecosysteemvraag, een bepaalde directe of indirecte driver). Het proces dient ook rekening te houden met onzekerheid en voortdurende veranderingen. Hierbij is het belangrijk dat het beleid kan aangepast worden op basis van monitoring en evaluatie. Daarnaast is dit aanpassingsproces gebaat bij gezamenlijke kennis en ervaring inzake beheer en beleid van ecosysteemdiensten van het actorennetwerk (het zogenaamde institutioneel geheugen).

²² Een voorbeeld van padafhankelijkheid is het QWERTY-toetsenbord. Dit toetsenbord werd oorspronkelijk geïntroduceerd voor zijn inefficiëntie. Dit was belangrijk om te voorkomen dat de mechanische typemachine zou vastlopen omdat de typiste te snel typte. Echter in het huidige digitaal tijdperk bestaat het toetsenbord nog steeds, terwijl er efficiëntere opstellingen van het toetsenbord bestaan. De reden hiervoor is het zelfversterkend effect van de introductie van het QWERTY toetsenbord. Het QWERTY-toetsenbord bestond en meer en meer mensen leerden het gebruik ervan kennen, waardoor de omschakelingskost steeg en de meer efficiëntere openstellingen aan aantrekkelijkheid inboetten (voorbeeld van Brian Arthur vermeld door Waldrop, 1993).

10.5 Criteria en indicatoren ESD-gericht beleid

Op basis van de procesmatige en inhoudelijke voorwaarden werden er 19 indicatoren afgeleid die de ESD-gerichtheid van het beleid weergeven. Indicatoren houden steeds een versimpeling van de werkelijkheid in. Indicatoren geven geen antwoorden, maar zijn de startplaats van debat en onderzoek naar mogelijke actie (Innes & Booher, 2000). Het doel van indicatoren is om alle belanghebbenden de mogelijkheid te geven om te reflecteren, experimenteren en verbeteringen voor te stellen (Innes & Booher, 2000). Het is hierbij ook belangrijk om overlap tussen indicatoren zoveel mogelijk te vermijden. De indicatorscores werden in eerste instantie afgeleid van het theoretisch gedeelte en verfijnd op basis van het empirisch gedeelte.

Tabel 4. Criteria en indicatoren voor ESD-gericht beleid en indicaties voor het scoren van deze indicatoren.

Criteria	Indicatoren	Score			
		--	-	±	+
Integrale aanpak ²³ (§10.4.2.1)	Aantal functies ²⁴ of diensten	Monofunctioneel	Multifunctioneel (één functie is hoofdfunctie)	Multifunctioneel (geen vermelding maatschappelijke behoeften)	Multifunctioneel (maatschappelijke behoeften in rekening brengen)
	Aantal blokken ²⁵ van de ESD-cyclus ²⁶	Specifiek: gericht op één of twee blokken	Gericht op drie blokken van de ESD-cyclus.	Gericht op vier blokken van de ESD-cyclus.	Gericht op alle blokken
Optimalisatie (§10.4.2.2)	Doel	Maximalisatie van één functie	Maximalisatie van één functie met randvoorwaarden (o.a. voor milieu)	Maximalisatie van één functie met randvoorwaarden + aandacht voor verbetering van andere functies	Optimalisatie van meerdere functies
Landschapsschaal (§10.4.2.3)	Aantal landgebruiken	Eén landgebruik (bos) of één landgebruiksgroep (bv. natuur)	Meerdere (combinatie van twee groepen, de volledige groep of een deel ervan)	Meerdere (combinatie van drie groepen)	Landschapsschaal of gebiedsniveau (alle landgebruiken ²⁷)
ESD-begrip	Vermelding van het begrip ecosysteemdienst(en) (ESD's)	Afwezig	Het vermelden van het begrip in een opsomming zonder veel duiding	Het concept duiden, maar de nadruk ligt op de economische functie.	Het concept duiden zonder de economische functie te benadrukken, te laten doorwegen.
Participatie (§10.4.2.8)	Wanneer worden actoren betrokken?	Enkel achteraf of enkel vooraf	Bij de agendavorming en/of beleidsformulering	Bij de agendavorming, beleidsformulering en besluitvorming	Bij de agendavorming, besluitvorming beleidsformulering, -uitvoering en -evaluatie
	Aantal participatievormen ²⁸ (zie 4.2.8)	Aantal participatievormen: geen of één (dit is meestal informeren)	Aantal participatievormen: twee	Aantal participatievormen: drie	Aantal participatievormen: vier of meer
Waardering (§10.4.2.5)	Waardering	Enkel monetair	Erkennen van andere waarden	Waardenaggregatiemethoden (CBA, €), meerdere waardenkaders en gericht op diensten die in € kunnen uitgedrukt worden	Waardenaggregatie (bv. MCA, overlegmethoden), meerdere waardenkaders, ook diensten die niet in € om te zetten zijn

²³ Tegengesteld aan zo'n aanpak is het aanpakken van bv. slechts één enkele factor die nodig is om één ESD (bv. primaire productie van hout) op te krikken.

²⁴ Functies dienen begrepen te worden in de zin van het bosdecreet, bv. het bos kan gelijktijdig verschillende functies vervullen, onder meer economische, sociale, educatieve, wetenschappelijke en ecologische functie. Functies en ecosysteemdiensten worden beide vermeld omdat functies een ouder begrip zijn die in verschillende rechtsnormen voorkomen.

²⁵ Onderscheiden blokken: indirecte drivers, directe drivers, ecosysteemdiensten, ecosysteem en maatschappelijk welzijn

²⁶ Dit criterium kan niet (enkel) artikelsgewijze beoordeeld worden, om dit te scoren is een beoordeling van het geheel van de tekst/rechtsnorm nodig.

²⁷ Onderscheiden landgebruiken: 'natuur'-landgebruiken (heide, half-natuurlijk grasland, slikken en schorren, bos, duinen, moeras), oppervlaktewater, 'landbouw'-landgebruiken (akker (incl. groenten), fruitboomgaard, weiden) en 'urbane' landgebruiken (bewoning, recreatie, bedrijventerreinen, tuinen, infrastructuur)

²⁸ Onderscheiden participatievormen: informeren, raadplegen, adviseren, coproduceren en zelfbeheer.

Advies door burgers, belangengroepen is een onderdeel van participatie; advies van overheden is een vorm van samenwerking tussen verschillende niveaus/diensten (bv. bij criterium "schaalafstemming")

Tabel 4. (vervolg)

Criteria	Indicatoren	Score			
		--	-	±	+
Voorzorg-principe ²⁹ (§10.4.2.4)	Randvoorwaarden om doel te bereiken	Geen minimumnorm aanwezig	Norm gericht op duurzame opbrengst van één functie (duurzame opbrengst)	Norm ook gericht op andere ecosysteemstructuren, functies & processen	Norm behandelt alle relevante ecosysteemstructuren, functies & processen
Schaal-afstemming (§10.4.2.7)	Meerdere schaal(niveaus) ³⁰ (§4.1.2)	Geen aandacht	Aandacht voor meerdere niveaus (bv. subsidiariteitsprincipe)	Aandacht voor meerdere niveaus en aandacht voor ruimtelijke of tijdsgevolgen ³¹	Aandacht voor meerdere niveaus + aandacht voor ruimtelijke en tijdsgevolgen.
	Schaalafstemming (§4.2.7)	Afwezig	De afstemming tussen schalen gebeurt via adviesverlening.	De afstemming gebeurt tussen verschillende subschalen (bv. meerdere institutionele schalen)	De afstemming gebeurt tussen verschillende schalen door de creatie van een nieuw of aangepast schaalniveau op basis van één of meerdere schalen.
Adaptief beheer (§10.4.2.6)	Beheerstrategie & beleidslogica (per aantal (sub)kenmerken) ³²	Methode/handelingen om doel te bereiken liggen vast ³³ Er is geen monitoring en/of evaluatie ³⁴ Beleidsdoelen en/of de methode/handelingen om een bepaald doel te bereiken kunnen niet worden aangepast ³⁵	Methode/handeling om bepaald doel te bereiken ligt niet voorafgaandelijk vast, of Er is monitoring of evaluatie, of Beleidsdoelen/methode/handelingen zijn aanpasbaar	Methode/handeling om bepaald doel te bereiken ligt niet voorafgaandelijk vast, en/of Er is monitoring of evaluatie, en/of Beleidsdoelen/methode/handelingen zijn aanpasbaar Dus min. twee kenmerken	Methode/handelingen om doel te bereiken zijn vrij te kiezen, én Er is monitoring & evaluatie, én Beleid is aanpasbaar op korte termijn.

²⁹ Dit criterium gaat niet over het voorkomen van het voorzorgsprincipe in een beleidsdocument of een rechtsnorm. Een beleidstekst/rechtsnorm krijgt pas een score "--" als het één ecosysteemstructuur/proces/functie meer bespreekt dan de sector/het domein waarover de rechtsnorm of de beleidstekst handelt, een "+/-" als het aan meerdere andere ecosysteemstructuren/processen/functies randvoorwaarden oplegt en een "+" als voor alle andere relevante ecosysteemstructuren/processen/functies een norm opgelegd wordt.

³⁰ Onderscheiden schalen zijn de ruimtelijke, administratieve, temporele, institutionele, kennis, beheer en netwerk.

³¹ Bijvoorbeeld indien er rekening wordt gehouden met de gevolgen buiten het gebied (bv. noord-zuidrelaties, stroomopwaarts, stroomafwaarts) of rekening houdend met gevolgen voor toekomstige generaties.

³² Dit criterium kan niet (enkel) artikelsgewijze beoordeeld worden, om dit te scoren is een beoordeling van het geheel van de tekst/rechtsnorm nodig.

³³ Vast of prescriptief beleid is dat het beleid zeer nauwgezet voorschrijft wat er dient te gebeuren. Men volgt als het ware een kookboek. Dit is wanneer het beleid de methode waarop men de beleidsdoelstelling dient te bereiken vastlegt (bv. regulatie erosierisico dient te gebeuren met niet-kerende bodembewerking). Hierbij wordt ervan uitgegaan dat als deze handelingen gevolgd worden het beleidsdoel bereikt wordt. Hierdoor wordt de keuzevrijheid van de gereguleerde beperkt. Er zijn geen keuzemogelijkheden of er kunnen geen alternatieve handelingen gedaan worden, zelfs als hij/zij denkt dat het beleidsdoel hierdoor ook of zelfs beter bereikt wordt.

³⁴ Hieronder valt ook de natuur- en milieुरapportering die volgens art. 2.1.3 DABM en art. 10 § van het natuurdecreet o.m. omvat: een beschrijving, analyse en evaluatie van de bestaande natuur/toestand van het milieu/van het tot dan toe gevoerde milieu/natuurbeleid; een beschrijving van de verwachte ontwikkeling / evolutie van het milieu / de natuur bij ongewijzigd /voorgenomen beleid en bij gewijzigd beleid (volgens een aantal relevant geachte scenario's).

³⁵ Aanpassing gebeurt op basis van monitoring, evaluatie en rapportering

Tabel 4. (vervolg)

Criteria	Indicatoren	Score			
		--	-	±	+
Responsabiliteit (§10.4.2.9)	Uit hoeveel instrumententypes ³⁶ bestaat de instrumentenmix? (zie figuur 2)	één tot twee (de groep of groepen mogen willekeurig zijn)	Drie tot vier	Vijf tot zes	Alle types (zijnde zeven)
	Economische instrumenten	Vergoeden van verloren economische opbrengsten	Verloren opbrengsten + vervuiler betaalt principe	vervuiler betaalt principe (zonder compensatie van verloren opbrengsten)	Vergoeding van 'geleverde' diensten (+ al dan niet vervuiler betaalt principe)
Sociaal kapitaal (§10.4.2.10)	Rol van de overheid	Aansturen (beveel-en-controleer)	Aansturen (via stimuli, welomschreven methode)	Aansturen (via stimuli, te kiezen methode – dus doelgeoriënteerd)	Faciliteren van zelfsturing of meest geschikte methode voor de specifieke beleidscontext ³⁷
	Rol van economische en maatschappelijke actoren	Gehoorzaamheid (straffen, boetes), verantwoording vereist (bewijzen via o.a. logboeken)	Coproductie (overheden, bedrijven & industrie (zowel individueel als federaties), onderzoeksinstellingen)	Coproductie (vorige + eigenaars en beheerders en/of middenveld)	Coproductie (vorige + burgers en gemeenschappen)
	Samenwerking tussen verschillende actorentypes (sectoren, departementen)	Geen samenwerking	Samenwerking ³⁸ binnen één sector/dienst (zelfde en/of verschillend niveau ³⁹)	Samenwerking tussen een aantal sectoren/dienst (zelfde en/of verschillend niveau)	Samenwerking tussen alle betrokken sectoren (alle relevante niveaus)
	Brugorganisatie(s) bevorderen: <ul style="list-style-type: none"> • Kennisuitwisseling • Verbinding tussen overheidsentiteiten • Verbinding tussen overheid en niet-overheid 	Afwezig	Brugorganisatie(s) zijn gericht op één aspect van de drie	Brugorganisatie(s) zijn gericht op twee van de drie aspecten	Brugorganisatie(s) gericht op de drie aspecten
Institutioneel geheugen (§10.4.2.11)	Instrumenten & organisaties	Vasthouden aan bestaande praktijken en geen nieuwe instrumenten	Vasthouden aan bestaande praktijken + beperkte introductie nieuwe instrumenten	Vasthouden aan bestaande praktijken + uitgebreide introductie nieuwe instrumenten	Verandering van praktijk

³⁶ De onderscheiden instrumententypes zijn: (1) kennis, evaluatie en informatie, (2) wet- en regelgeving, (3) organisaties en structureren voor overleg, (4) maatschappelijke opvattingen en attitudes, (5) incentives, vaak gekoppeld aan markttransacties, (6) de inzet van technologie/praktijken en (7) vrijwillige acties

³⁷ Faciliteren van zelfsturing is in verschillende situaties aangewezen, maar in andere niet. Daarom kan het zijn dat ook een aansturende overheid een score + krijgt wanneer uit de beleidscontext blijkt dat dit de beste keuze is.

³⁸ Indien bepaalde diensten/departementen advies mogen geven bij plannen/projecten van andere diensten/departementen wordt dit niet aanzien als samenwerking en hoort dit dus niet bij dit criterium thuis, maar bij het criterium schaalafstemming.

³⁹ Een samenwerking tussen LNE, de provinciale milieudienst en de gemeentelijke/stedelijke milieudienst is een voorbeeld van samenwerking tussen verschillende niveaus.

10.6 ESD-gerichtheid per beleidsveld

10.6.1 Waterbeleid

10.6.1.1 Algemeen

Het waterbeleid in Vlaanderen heeft de laatste decennia sterke veranderingen ondergaan. Oorspronkelijk werd er een sterk onderscheid gemaakt tussen 3 beleidsvelden: het beheer van waterlopen, het waterkwaliteitsbeleid en de drinkwatervoorziening.

Beheer van waterlopen:

Sinds de wet van 1967 is de beheerder (d.w.z. de overheid en niet de aangelanden) eigenaar van de waterloop. Hiermee werd de overheid volledig verantwoordelijk voor het beheer van de waterlopen. Dit beheer, dat voornamelijk bestond uit rechtekken, verbreden en verdiepen, stond volledig in het teken "afvoeren". In 1989 werden de bevoegdheden inzake waterbeleid overgedragen naar de gewesten. De Landelijke Waterdienst verantwoordelijk voor het beheer van de onbevaarbare waterlopen kwam terecht onder de Algemene Technische diensten van het Vlaamse Gewest en werd samengevoegd met Dienst voor Water- en Bodembeleid. De dienst kreeg de naam Afdeling Water en opereerde vanuit de Administratie Milieu-, Natuur-, Land en Waterbeheer (AMINAL). Het beheer van bevaarbare waterlopen kwam terecht bij Openbare werken (Crabbé, 2008).

Waterkwaliteitsbeleid:

Voor de jaren 70 was waterzuivering een gemeentelijke kwestie. Elke gemeente was verantwoordelijk voor haar eigen zuiveringsstation. Riolering en afvalwaterzuivering was niet de belangrijkste prioriteit van gemeenten, met een toenemende watervervuiling tot gevolg. In 1971 werd de Wet op Bescherming van Oppervlaktewateren tegen Verontreinigingen goedgekeurd. De voorziene waterzuiveringsmaatschappijen zouden de gemeentelijke taken inzake waterzuivering overnemen. Door communautaire problemen, bleef de implementatie van de wet achterwege (Crabbé, 2008). Omwille van de staatsvorming werden de gewesten verantwoordelijk gesteld voor de zuivering van afvalwater en de aanleg van riolering. Er vonden verschillende veranderingen in organisatiestructuur plaats, maar uiteindelijk werd de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) in 1991 opgericht. Ondertussen oefende Europa een steeds sterkere druk uit om de waterkwaliteit te verbeteren, onder andere door de Richtlijn Stedelijk Afval en de Nitraatrichtlijn uit te vaardigen. Vlaanderen had ook een steeds grotere achterstand in waterzuivering weg te werken. Bovendien moest er geld gevonden worden om deze werken (bouw van zuiveringsstations) te financieren. Daarom werd in 1990 NV Aquafin opgericht: een publiek-privaat samenwerkingsverband met de opdracht bovengemeentelijke infrastructuur te ontwerpen en aan te leggen (Crabbé, 2008).

Drinkwatervoorziening:

In 1913 richtte de Belgische Staat de Nationale Maatschappij der Waterleidingen (NMDW) op. Dit was het begin van de veralgemening van publieke waterdistributie in Vlaanderen. Na de staatsvorming in 1980 werd de NMDW opgesplitst en werd in Vlaanderen de Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening (VMW) opgericht. De nationale overheid was enkel nog verantwoordelijk voor de controle van de drinkwaterprijzen en de productnormering. De drinkwatervoorziening zelf was in handen van onafhankelijke drinkwatermaatschappijen. Door schaalvergroting en efficiëntere inzet van middelen daalde het aantal drinkwatermaatschappijen sterk: van 136 in 1986 tot 9 in 2014.

Crabbé (2008) geeft een uitgebreide historische analyse van de evolutie van het waterbeleid in Vlaanderen. Daarin valt op dat vanaf de jaren 70 en 80 de kritiek op het waterbeleid steeds luider klinkt. Vooral het gebrek aan coördinatie tussen de verschillende diensten dat leidde tot ondoeltreffendheid, te weinig afstemming met andere beleidsdomeinen en de gebrekkige wetgeving werd als een probleem ervaren (Crabbé, 2008). Gebiedsgericht geïntegreerd waterbeleid op schaal van de stroomgebieden werd als oplossing naar voren geschoven. Dit werd nog extra gestimuleerd door de in 2000 goedgekeurde Europese Kaderrichtlijn Water waarin naast een stroomgebiedbenadering ook de nadruk ligt op belangenhebbendenparticipatie.

In Vlaanderen werden de eerste stappen in die richting gezet door het oprichten van de eerste bekkencomités begin jaren negentig. Deze comités verenigden zowel vertegenwoordigers van alle besturen en diensten actief in het bekken, als vertegenwoordigers van de verschillende

belangenorganisaties. Ze vormden een interbestuurlijk overlegplatform waar een breed gamma aan onderwerpen werd besproken. Een volgende stap was de goedkeuring van het decreet Integraal Waterbeleid in 2003. Daarin werd ook de oprichting van de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid (CIW) vastgelegd. De opdracht van de CIW wordt als volgt beschreven: 'De CIW is bevoegd voor de voorbereiding, de planning, de controle en de opvolging van het integraal waterbeleid op het niveau van het Vlaamse Gewest. Ze waakt over de uniforme aanpak van de bekkenwerking en heeft de opdracht de beslissingen van de Vlaamse Regering op het vlak van het integraal waterbeleid uit te voeren' (<http://www.integraalwaterbeleid.be/>). Bovendien werden in 2004 de afdeling Water van AMINAL en VMM samengevoegd. Hierdoor werd de versnippering van bevoegdheden tegengegaan en werden alle taken inzake integraal beheer van watersystemen toegekend aan de VMM (VMM, 2011).

Het huidige waterbeleid streeft naar gezonde en - in de mate van het mogelijke - natuurlijk functionerende watersystemen, waarvan zowel de huidige maatschappij als toekomstige generaties gebruik kunnen maken (artikel 4 van het decreet Integraal Waterbeleid). Integraal waterbeleid is gericht op het gecoördineerd en geïntegreerd ontwikkelen, beheren en herstellen van watersystemen met het oog op het bereiken van de randvoorwaarden die nodig zijn voor het behoud van de watersystemen als zodanig, en met het oog op het multifunctioneel gebruik, waarbij de behoeften van de huidige en komende generaties in rekening worden gebracht. De belangrijkste ecosystemendiensten waarop wordt gefocust zijn waterproductie, overstromingsrisicobeheer, en waterkwaliteit.

Een ESD benadering kan relevant zijn om deze doelstellingen te bereiken door o.a.:

- Na te gaan of er trade-offs of synergieën bestaan met andere ecosystemendiensten.
- Nagaan hoe potentiële impacts op of door andere ecosystemendiensten gemitigeerd kunnen worden.
- De baten gerelateerd aan de watergerelateerde ecosystemendiensten in kaart brengen en te waarderen.

Om na te gaan in hoeverre het beleid hier antwoorden op biedt, worden de geselecteerde teksten geanalyseerd aan de hand van ESD indicatoren (paragraaf 5, tabel 4) volgens de methode van Matzdorf & Meyer (2014). Er werden teksten van verschillende periodes (Tabel 5). geselecteerd om een potentiële verandering in ESD-gerichtheid te identificeren.

Tabel 5. *Lijst met geanalyseerde wet- en beleidsteksten en hun bijhorende codes.*

Code	Wet/beleidstekst	datum
w_1967	Wet betreffende de onbevaarbare waterlopen	1967
w_1971	Wet op de bescherming van de oppervlaktewateren tegen verontreiniging	1971
w_2003	Decreet betreffende het integraal waterbeleid	2003
w_2005	Waterbeleidsnota I	2005
w_2013	Waterbeleidsnota II	2013

10.6.1.2 Toetsing

10.6.1.2.1 Wet betreffende de onbevaarbare waterlopen

Uit de analyse van de wet van onbevaarbare waterlopen uit 1967 (Bijlage 3) blijkt dat het beheer van onbevaarbare waterlopen in die periode vooral in functie van de landbouw stond: waterafvoer van 'waterzieke' landbouwgronden en watertoevoer in geval van waterschaarste. De wet is sterk vanuit antropocentrisch oogpunt geschreven en bevat nog geen ESD-aspecten (Tabel 6, Bijlage 3). Het maximaliseert slechts één functie van het systeem, nl. wateraanvoer en -afvoer. Er wordt helemaal geen aandacht besteed aan het optimaliseren van andere mogelijke functies van waterlopen. Verder zien we ook een sterke aansturing vanuit het beleid (beveel-en-controleer stijl); indien de regels niet worden opgevolgd legt de overheid sancties op aan de burgers (in de vorm van boetes). De wet laat ook weinig bijsturing toe, ze is sterk prescriptief en voorziet geen monitoring om het beleid te evalueren. De economische instrumenten zijn eerder beperkt: aangelanden kunnen een schadeloosstelling bekomen bij schade opgelopen bij buitengewone werken (wijzigingen aan de bedding). Maar er is nog geen sprake van vergoedingen voor op ecosysteem gebaseerde diensten. De onbevaarbare waterlopen zijn op basis van grootte opgedeeld in drie categorieën. Het beheer hiervan volgt het subsidiariteitsprincipe, waarbij de verschillende overheden verantwoordelijk zijn voor het onderhoud en beheer van de waterlopen van de verschillende categorieën.

10.6.1.2.2 Wet op de bescherming van de oppervlaktewateren tegen verontreiniging

Deze wet dateert van 1971 en kwam er nadat de vervuiling van het oppervlaktewater in de jaren 60 een steeds groter probleem werd (Crabbé, 2008). Met deze wet werden er drie bekkenmaatschappijen opgericht die verantwoordelijk zijn voor afvalwaterzuivering. Elke maatschappij is verantwoordelijk voor één bekken (Schelde, Maas, Kust/IJzer). Hierbij ging men er al vanuit dat afvalwaterzuivering best op bekkenniveau wordt aangepakt en niet op gemeentelijk niveau, zoals vroeger het geval was. Dit is al een beperkte vorm van schaalafstemming. Analyse van de wet op basis van de ESD indicatoren toont echter aan dat er verder geen ESD-kenmerken aanwezig zijn (Tabel 6). De overheid heeft nog steeds een sterk aansturende rol (Bijlage 4) en er is geen ruimte voor inspraak door de burgers of andere sectoren. Verder zien we dat de wet een zeer vaste structuur heeft en weinig adaptief is.

10.6.1.2.3 Decreet betreffende het integraal waterbeleid

Het decreet betreffende het integraal waterbeleid kwam er in 2003 na toenemende kritiek over de versnippering van het waterbeleid en het tekort aan samenwerking tussen de verschillende sectoren (zie boven), maar ook omwille van de verplichtingen die door Europa werden opgelegd. Het doel van het decreet was om de verschillende watergerelateerde thema's (afvalwaterzuivering, drinkwatervoorziening en waterlopenbeheer) op een integrale wijze aan te pakken. Daarnaast groeide het besef dat watergebonden ecosystemen meerdere functies hebben die allen geoptimaliseerd dienen te worden. Naast multifunctionaliteit, wordt adaptief beleid ook steeds belangrijker; de reeds bestaande monitoring werd aangepast en afgesteld op de Kaderrichtlijn Water. Er werden ook beleidsaanpassingen uitgevoerd op basis van de monitoringsresultaten. Het decreet is tot dan toe de meest ESD-gerichte beleidstekst (Tabel 6, Bijlage 5). Naast multifunctionaliteit en adaptief beleid zijn er nog een aantal andere ESD-indicatoren die aan bod komen. Er is een zekere vorm van schaalafstemming; enerzijds is de administratieve schaal aangepast aan de ruimtelijke schaal. En anderzijds werd er ruimtelijk en temporeel ook met verschillende schalen rekening gehouden; zo wordt er rekening gehouden met de mogelijke impact van bepaalde ingrepen op stroomop- en stroomafwaartse gebieden (ruimtelijk), maar ook met volgende generaties (temporeel).

Wat andere indicatoren betreft is er wel een aanzet tot ESD-gerichte maatregelen gegeven, maar is er nog ruimte voor verbetering. Bij de economische instrumenten die vermeld worden in het decreet wordt bijvoorbeeld al rekening gehouden met het vervuiler-betaalt-principe, maar nog niet met het beheerder-krijgt-principe. Hierbij ontvangt een ecosysteembeheerder die de gewenste maatschappelijke dienst aanbiedt hiervoor een vergoeding. Er is ook sprake van brugorganisaties in de vorm van de CIW (Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid) en de bekkencomités. Ook participatie van burgers en belanghebbenden in het beleid wordt steeds belangrijker. Burgers krijgen inspraak in de verschillende fases van belevingsvorming. Hoewel het decreet zich focust op een integrale benadering, blijkt die slecht beperkt tot watergerelateerde ecosystemendiensten, en houdt deze geen rekening met de andere diensten. Dit is echter vooral te wijten aan de algemene beleidsstructuur van de Vlaamse overheid waar er weinig overlap is tussen de verschillende sectoren. Sinds 2003 is het decreet een aantal keer aangevuld en aangepast. Zo werd in 2010 de omzetting van de Overstromingsrichtlijn in het decreet geïntegreerd en in 2013 werden de planning, overlegstructuren en procedures van het integraal waterbeleid vereenvoudigd en transparanter gemaakt. Ook het instrumentarium werd aangepast. Deze veranderingen weerspiegelen zich in de waterbeleidsnota's.

10.6.1.2.4 Waterbeleidsnota I en II

De eerste beleidsnota integraal waterbeleid werd vastgesteld op 8 april 2005 door de Vlaamse Regering. In de waterbeleidsnota tekent de Vlaamse Regering de klijntlijnen uit van haar visie op het waterbeleid in Vlaanderen. De waterbeleidsnota streeft naar een evenwicht tussen de ecologische, sociale en economische functies van watersystemen en bevat daartoe vijf krachtlijnen (CIW, 2005). Waar de beleidsnota de bakens uitzet, zullen de stroomgebiedbeheerplannen concrete acties en maatregelen formuleren.

In de beleidsnota's wordt de visie rond integraal waterbeleid uitgewerkt. Als we de eerste (Bijlage 6) met de tweede nota (20 december 2013) (Bijlage 7) vergelijken, kunnen we een duidelijke evolutie naar ESD-gerichtheid vast stellen (Tabel 6). Meer bepaald wordt de samenwerking tussen de verschillende sectoren en verschillende niveaus sterker benadrukt. Waar in de eerste nota al aandacht besteed werd aan participatie, wordt in de tweede nota verduidelijkt wanneer dit precies moet plaatsvinden (zowel voor, tijdens en na het ontwikkelingsproces van het beleid). Daarnaast is er in de tweede nota voor de eerste keer expliciet sprake van het concept 'ecosysteemdiensten', worden er ook meer landgebruikstypes benoemd en heeft de overheid ook een meer aansturende rol.

Tabel 6. Indicatorscores voor de verschillende waterrechtsnormen en –beleidsdocumenten.

= geen score	= --	= -	= ±	= +
--------------	------	-----	-----	-----

Criteria	Indicator (score ESD-gericht)	1967	1971	2003	2005	2013
Adaptief beheer	Aanpasbaar en doel georiënteerd beleid + monitoring & evaluatie					
Participatie	Gedurende gans beleidsproces					
	Aantal participatievormen					
Responsabiliteit	Instrumentenmix (7 types)					
	Vergoeden van geleverde diensten					
Schaalafstemming	Multischaal en ruimtelijke en tijdsgevolgen					
	Schaalafstemming door creatie van nieuw schaalniveau					
Integrale aanpak	Multifunctioneel					
	Aantal blokken van de ESD-cyclus					
Optimalisatie	Optimalisatie meerdere functies					
Landschapsschaal	Alle landgebruiken					
ESD-begrip	Correcte duiding ESD-concept					
Institutioneel geheugen	Verandering van praktijk					
Sociaal kapitaal	Overheid faciliteert zelfsturing					
	Coproductie met alle actoren					
	Samenwerking tussen alle betrokken sectoren (alle relevante niveaus)					
	Brugorganisaties (kennis, verbinden overheden en verbinden overheden en niet-overheden)					
Voorzorgprincipe	Norm alle relevante ecosysteemstructuren, -functies en -processen					
Waardering	Multiwaardering					

Tabel 7 toont aan dat de scores van de verschillende indicatoren stijgen doorheen de tijd. Vooral de indicatoren binnen het criterium schaalafstemming scoren hoog in de meest recente teksten (zie Tabel 7) en ondergaan ook de grootste verandering doorheen de tijd (van score – in de eerste wetteksten naar score + in de meest recente (wet)teksten. Ook de indicatoren ‘multifunctioneel gebruik’ en ‘optimalisatie meerdere functies’ ondergaan een positieve verandering en scoren hoog in de meest recente teksten. Het is dus vooral verandering in de inhoud (multifunctionaliteit en schaalafstemming) van de beleidsteksten en niet zozeer in de processen (sociaal kapitaal, participatie) die ervoor zorgen dat de ESD-gerichtheid doorheen de tijd verbetert.

10.6.1.3 Trend in ESD-gerichtheid

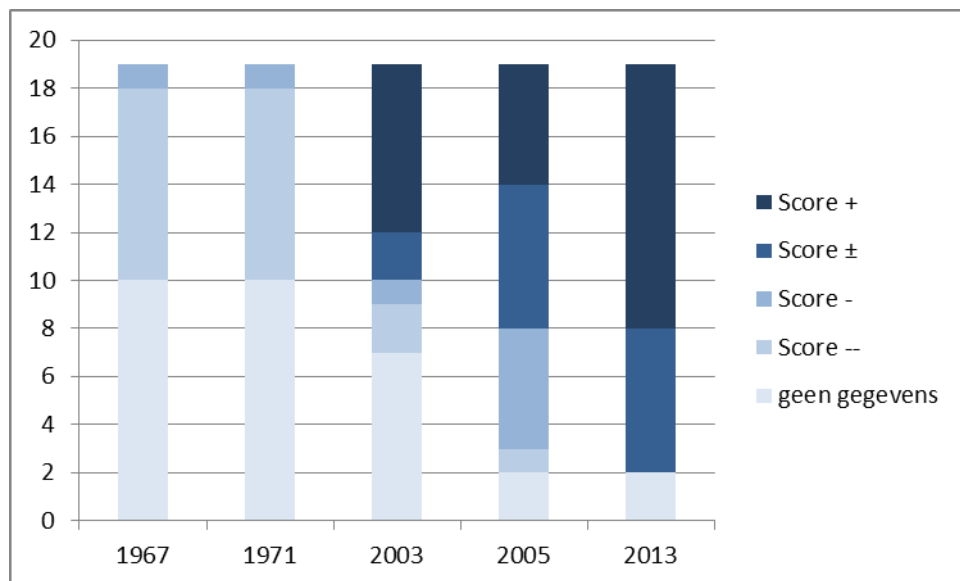
In figuren 3 en 4 en tabel 6 wordt de evolutie in ESD-gerichtheid weergegeven. Figuur 3 geeft aan hoeveel indicatoren in de klassen geen data, zeer negatief (--), negatief (-), ongeveer ESD-gericht (±) en conform ESD-gerichtheid (+) zitten. Tabel 7 geeft de exacte score per indicator weer voor de verschillende beleidsteksten. Figuur 4 geeft de evolutie in ESD-gerichtheid weer alsook in welke mate de rechtsnormen en beleidsdocumenten verschillend zijn van de ESD-referentie. De ESD-referentie is een fictieve ESD-ideale rechtsnorm die voor alle indicatoren een score + kreeg. Om deze figuur te maken werd er gebruik gemaakt van een ‘non-linear multi-dimensional scaling’ analyse (NMDS) (R core team, 2014). Deze analyse laat toe om informatie afkomstig van verschillende dimensies (in dit geval de 19 gescoorde indicatoren) in twee dimensies samen te vatten en te visualiseren. Voor meer uitleg over deze techniek zie bijlagen.

Op beide figuren stellen we vast dat de beleidsteksten uit de eerste periode het verst verwijderd zijn van de ESD-referentie. Gedurende eerste periode (1967-1971) komt er geen enkel ESD-

criterium voor. Beide wetteksten zijn dan ook erg monofunctioneel opgevat en hanteren nog sterk een bevel-en-controleer beleidsstijl. Bij het opstellen van het Decreet Integraal Waterbeleid daarentegen werd er een hele nieuwe stijl gehanteerd en is er een duidelijke verschuiving naar een meer ESD-gericht beleid. De invoer van de bekkencomités liet een meer gebiedsgericht geïntegreerd waterbeleid toe. Het feit dat er ook vertegenwoordigers van het middenveld bij betrokken zijn, maakt van de bekkencomités een belangrijke brugorganisatie. Toch zijn er nog een aantal indicatoren die niet de hoogste score hebben betreffende ESD-gerichtheid.

Zo is de instrumentenmix nog eerder beperkt in 2003, wordt het concept ecosysteemdiensten nog niet vermeld en heeft de overheid nog een redelijk aansturende rol.

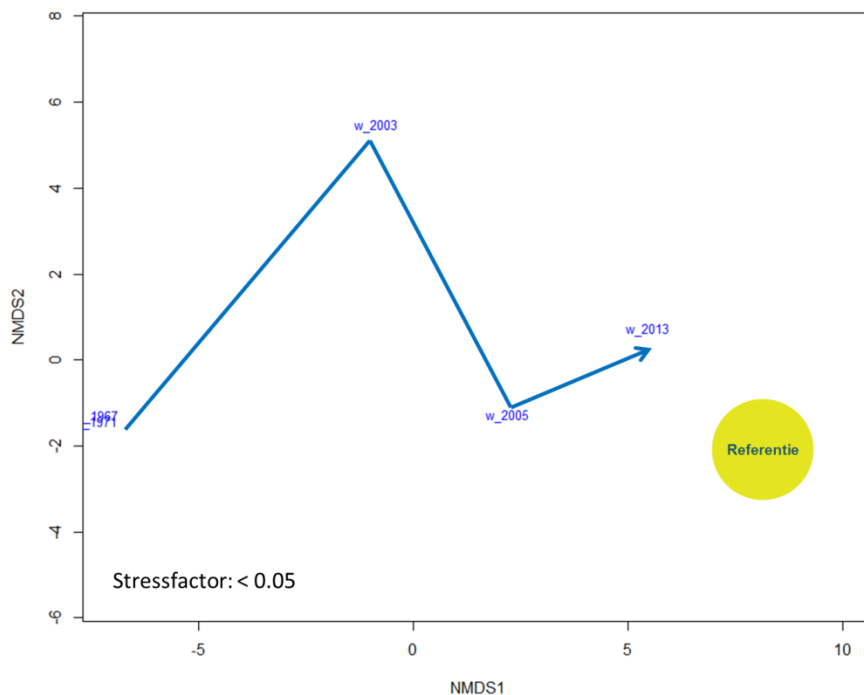
De laatste beleidsnota die dateert van 2013 is het meest ESD-gericht. Eerst en vooral zien we dat de meeste indicatoren in de tekst aanwezig waren en dus ook een score hebben gekregen. Een groot deel van de indicatoren hebben ook een hoge score (+) gekregen.



Figuur 3. De mate dat de waterrechtsnormen en -beleidsdocumenten ESD-gericht zijn (op basis van de beoordeling van 19 indicatoren).

In Figuur 4 wordt de ESD-gerichtheid van de verschillende beleidsteksten gevisualiseerd. Hoe dichter de tekst zich bij de ESD-referentie bevindt, hoe sterker de ESD-gerichtheid ervan. In onderstaande kader wordt weergegeven hoe de figuur moet worden geïnterpreteerd.

Deze figuur bevestigt het feit dat de tweede beleidsnota tot nu toe de meest ESD-gerichte beleidstekst is. In deze figuur wordt nogmaals visueel weergegeven dat in de uitwerking van het decreet betreffende het integraal waterbeleid in de beleidsnota's meer ESD-gerichte aspecten aanbod komen.



Figuur 4. *Vergelijkende trendanalyse of de mate waarin waterbeleid evolueert naar een ESD-gericht beleid.*

Voor de interpretatie van een NMDS plot geldt algemeen:

- De positie van de teksten in de 2 dimensionale plot ten opzichte van elkaar geeft hun overkomsten/verschillen weer. Hoe verder ze van elkaar staan, hoe groter het verschil.
- Aan de analyse werd er ook een referentietekst toegevoegd. Dit is een virtuele tekst die voor elke variabele score 4 krijgt. De afstand van de individuele teksten t.o.v. deze referentietekst geeft hun ESD-gerichtheid aan.
- De assen in de NMDS plot hebben op zich geen betekenis (in tegenstelling tot bv. een PCA analyse). Wel wordt het uiteindelijke ordinatieresultaat zo gerooteerd dat de x as de grootste variatie tussen de teksten bevat (Holland, 2008).
- De kwaliteit van de ordinatie (hoe goed de gereduceerde weergave overeen komt met de oorspronkelijke weergave) wordt weergegeven met een stressfactor. Hoe kleiner deze score, hoe beter.
- De grootte van de stressfactor hangt van verschillende factoren af, maar algemeen kan men stellen dat:
 - Stressfactor:0.05-0.1: zeer goede weergave in gereduceerde dimensies
 - Stressfactor:0.1-0.2: goede weergave in gereduceerde dimensies
 - Stressfactor:0.1-0.2: goede weergave in gereduceerde dimensies
 - Stressfactor:0.2-0.3: matige weergave in gereduceerde dimensies
 - Stressfactor:>0.3: slechte weergave in gereduceerde dimensies

10.6.2 Bosbeleid

10.6.2.1 Toetsing

10.6.2.1.1 Boswetboek 1854

Het Boswetboek uit 1854 (zie Bijlage 8), de oudste wetgeving van ons land die het beheer van bossen regelde, was vrijwel uitsluitend van toepassing op het openbaar bos. Het boswetboek was sterk monofunctioneel omdat het vrijwel uitsluitend aandacht had voor de economische functie van bossen. Die economische functie is voornamelijk de productie van hout, maar er was ook aandacht voor andere economische functies van bossen (begrazing, eikeloogst, ...) die in conflict kunnen komen met de houtproductie. De duurzaamheid van de houtproductie kreeg dus veel aandacht. Zo schenken heel wat artikels aandacht aan de reglementering van gebruiksrechten (artikel 59, artikel 80, artikelen 93 e.v. onder afdeling 3). Het boswetboek was in zijn tijd (midden 19de eeuw) vernieuwend maar bevatte nauwelijks elementen die aan ESD doen denken (Tabel 7). Globaal genomen was het boswetboek dirigistisch, met een sterke focus op de economische functie van bossen. De wettekst heeft een sterk politieel karakter, met een gedragscode voor ambtenaren van het bosbeheer, een reglementering van het bosbeheer en de houtverkoop en een omschrijving van de bestraffing van overtredingen.

Tabel 7. *Indicatoren scores voor de verschillende bosrechtsnormen.*

	= geen score		= --		= -		= ±		= +
--	--------------	--	------	--	-----	--	-----	--	-----

Criteria	Indicator (score ESD-gericht)	1854	1990	1999	2014
Adaptief beheer	Aanpasbaar en doel georiënteerd beleid + monitoring & evaluatie				
Participatie	Gedurende gans beleidsproces				
	Aantal participatievormen				
Responsabiliteit	Instrumentenmix (7 types)				
	Vergoeden van geleverde diensten				
Schaalafstemming	Multischaal en ruimtelijke en tijdsgevolgen				
	Schaalafstemming door creatie van nieuw schaalniveau				
Integrale aanpak	Multifunctioneel				
	Aantal blokken van de ESD-cyclus				
Optimalisatie	Optimalisatie meerdere functies				
Landschapsschaal	Alle landgebruiken				
ESD-begrip	Correcte duiding ESD-concept				
Institutioneel geheugen	Verandering van praktijk				
Sociaal kapitaal	Overheid faciliteert zelfsturing				
	Coproductie met alle actoren				
	Samenwerking tussen alle betrokken sectoren (alle relevante niveaus)				
	Brugorganisaties (kennis, verbinden overheden en verbinden overheden en niet-overheden)				
Voorzorgprincipe	Norm alle relevante ecosysteemstructuren, -functies en -processen				
Waardering	Multiwaardering				

10.6.2.1.2 Bosdecreet 1990 en 1999

In vergelijking tot het Boswetboek zijn het Bosdecreet uit 1990 (Bijlage 9, Tabel 7) en de gewijzigde versie uit 1999 (Bijlage 10, Tabel 7) veel sterker ESD-gericht, hoewel niet expliciet de term ESD wordt gebruikt. De duurzaamheid en het natuurlijke functioneren van het ecosysteem zijn belangrijke uitgangspunten van het decreet. Dit wordt wat meer in de verf gezet door de aangepaste versie uit 1999 dan in de eerste versie uit 1990. De multifunctionaliteit en het gegeven dat de 'harde' functies (houtoogst, recreatie) de 'zachte' functies (milieubeschermdende functie, ecologische functie) niet mogen schaden, passen in het ecosysteemdienstenconcept en zijn zowel in het Bosdecreet 1990 als in de aangepaste versie uit 1999 aanwezig. De milieubeschermdende functie, d.i. de schermfunctie in de versie 1990, en de ecologische functie worden verder uitgewerkt in het bosdecreet van 1999.

Het Bosdecreet van 1990 en de aangepaste versie van 1999 richten zich evenwel enkel op bos en enkele elementen die deel uitmaken van het boslandschap, zoals stapelplaatsen voor hout, bospaden, ... Het aantal landgebruiksvormen dat onder de wetgeving valt is dus beperkt tot bos. De toepassing van het decreet werd door de wijzigingen van 1999 uitgebreid tot parken.

De wijzigingen aan het Bosdecreet in 1999 regelen eveneens de oprichting en de werking van de bosgroepen. In het Bosdecreet van 1990 was de mogelijkheid voorzien om door groepering grotere beheerseenheden te vormen (artikel 7) maar de oprichting van bosgroepen als brugorganisaties werd pas mogelijk na de aanpassingen in 1999. De bosgroepen ondersteunen het ESD-concept in hoge mate: naast de mogelijkheden tot rationalisatie van het bosbeheer, bieden deze brugorganisaties aan privé-eigenaars de mogelijkheid om meer aan het bosbeleid te participeren als een partner. Daarnaast zorgen deze organisaties voor overdracht van (wetenschappelijke) kennis naar de privé-eigenaars en openbare eigenaars (zoals gemeenten, OCMW's en kerkfabrieken) door persoonlijke contacten en het bosgroeptijdschrift. Tevens zorgen deze organisaties ervoor dat lokale kennis doorstroomt naar de overheid. Fora waarop dit gebeurt zijn o.a. het overleg van de bosgroepcoördinatoren voorgezeten door het Agentschap Natuur en Bos (ANB) en de raden van bestuur van elke bosgroep waar ook de regiobeheerder van ANB inzit.

Het Bosdecreet maakt de implementatie van het beleid op diverse schaalniveaus en over uiteenlopende tijdspannes mogelijk. Ook dit is sterker uitgewerkt in de gewijzigde versie van 1999 dan in de oorspronkelijke versie van 1990. Zo is er een link met het Vlaams Ecologisch Netwerk gemaakt in de gewijzigde versie van het Bosdecreet uit 1999. De gewestelijke bosinventarisatie wordt geïntroduceerd als instrument voor de monitoring van het bosbeleid. Niet alle instrumenten die werden voorzien, zijn echter gerealiseerd. De langetermijnplannen werden niet goedgekeurd en slechts gedeeltelijk vervangen door de milieubeleidsplannen (titel II uit het Decreet van 5 april 1995). In de praktijk ontbrak hierdoor, met uitzondering van het ecologische luik, een document dat de globale visie van het bosbeleid uitdraagt. De bosgroepen vangen dit slechts ten dele op: deze organisaties overstijgen weliswaar de individuele eigenaars, maar ze omspannen maximaal een gebied met een omvang van een halve provincie.

10.6.2.1.3 Bosdecreet 2014

Het decreet tot wijziging van regelgeving inzake natuur en bos (2014) (Bijlage 11, Tabel 7) streeft naar een geïntegreerd en efficiënter beheer van de natuur, een vereenvoudiging van de wetgeving en een verhoogde dynamiek. Naast de introductie van nieuwe wetteksten zijn hiertoe bestaande wetteksten aangepast, voornamelijk het Bosdecreet en het decreet op het natuurbehoud. Multifunctionaliteit en geïntegreerd beheer zijn belangrijk uitgangspunten van het decreet. De milieubeschermdende functie wordt in deze wetgeving een onderdeel van de ecologische functie (Art. 7). Landschapszorg, onroerend erfgoed en wetenschappelijk onderzoek worden onderdelen van de sociale functie (Art. 12). De meeste aandacht wordt besteed aan de ecologische functie, om de instandhoudingsdoelen voor Europees beschermdde natuur (Natura 2000 wetgeving) te behalen. Ook de toegankelijkheid, als onderdeel van de sociale functie, krijgt ruime aandacht. Het Bosdecreet was een wettelijke basis voor de oprichting van bosreservaten en garandeerde op deze wijze het fundamentele onderzoek naar de spontane dynamiek van bossen, ter ondersteuning van een duurzaam en natuurgericht bosbeheer. Het nieuwe decreet schrapt alle artikels die hierop van toepassing zijn, zodat de wetenschappelijke functie van bossen mogelijk minder sterk verankerd is in de wetgeving. Ook het artikel dat de mogelijkheid voorziet om bossen aan te wijzen die vooral een milieubeschermdende functie hebben, is geschrapt. Aan de economische functie wordt slechts één artikel gewijd, dat omschrijft dat deze functie bestaat uit een optimale benutting van de ecosysteemdiensten die een terrein kan realiseren. Voor de bossen blijven heel wat artikels die betrekking hebben op de houtoogst, evenwel van toepassing.

Het nieuwe decreet introduceert één type beheerplan (natuurbeheerplan), zowel voor bossen als voor open terreinen. Het is dus van toepassing op meerdere vormen van landgebruik. Het artikel

over parken is uit het Bosdecreet geschrapt. Omdat het nieuwe decreet een overbrugging is van het decreet op het natuurbehoud en het bosdecreet, is het nieuwe decreet van toepassing op diverse types terreinen, waaronder parken. Verschillende eigenaars, zowel privé-eigenaars als openbare besturen, kunnen samen één beheerplan uitwerken, maar dit is niet verplicht. Ook voor het ambitieniveau is vrijwilligheid het uitgangspunt, al leggen de instandhoudingsdoelstellingen (Natura 2000 wetgeving) hier wel bepaalde normen op. De zesjaarlijkse evaluatie laat toe om het beleid/beheer aan te passen.

In tegenstelling tot het bosdecreet, waarin privé-eigenaars met een bos van vijf hectare of meer verplicht werden om een beheerplan te maken, is in het nieuwe decreet vrijwilligheid het uitgangspunt. Het nieuwe decreet rekent voor grote delen van het buitengebied sterk op de vrijwilligheid van eigenaars of beheerders om een bepaald ambitieniveau na te streven. In speciale beschermingszones is het nieuwe decreet dan weer sterk dirigistisch.

De brugorganisaties die de bosgroepen zijn, blijven behouden. Het nieuwe decreet benadrukt het belang van afstemming met de regionale landschappen.

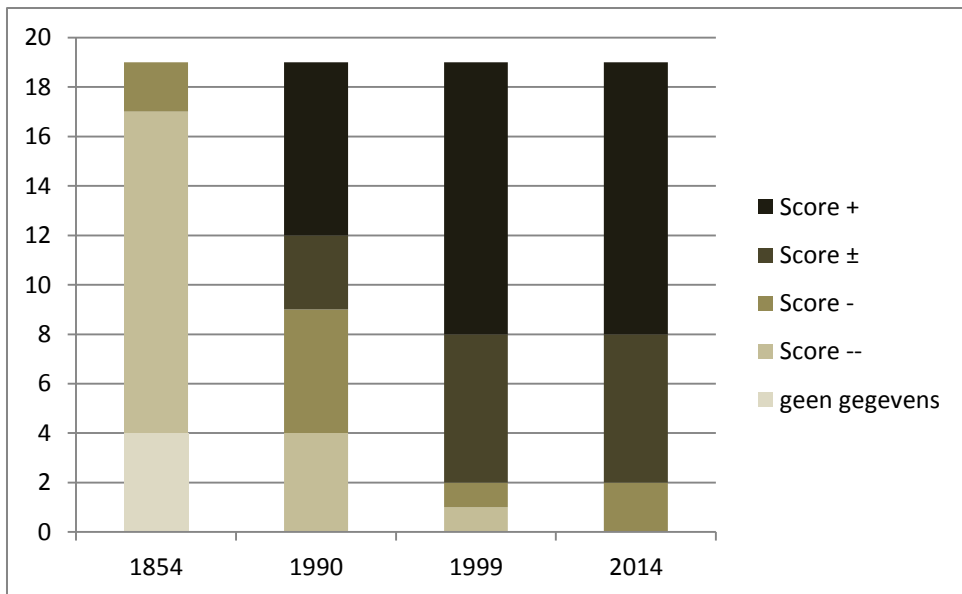
Omdat de compensatie voor ontbossingen, mogelijk gemaakt in het bosdecreet 1999, meestal geldelijk werd uitgevoerd en niet in natura, werd in het nieuwe decreet bepaald dat ontbossingen groter dan drie hectare steeds in natura moeten worden uitgevoerd. Voor bossen die een bijdrage kunnen leveren aan de realisatie van de instandhoudingsdoelstellingen, werd zelfs een drievoudige compensatie voorzien.

Globaal genomen zijn de instrumenten die in het nieuwe decreet worden geïntroduceerd, gelijkaardig aan de instrumenten van het bosdecreet en het decreet op het natuurbehoud. In tegenstelling tot de oudere decreten, focust de gecoördineerde versie van het Bosdecreet anno 2014 echter zeer sterk op de speciale beschermingszones. Voor bepaalde aspecten, zoals bijvoorbeeld de beheerplanning, wordt de regelgeving buiten de speciale beschermingszones afgebouwd.

10.6.2.2 Trend in ESD-gerichtheid

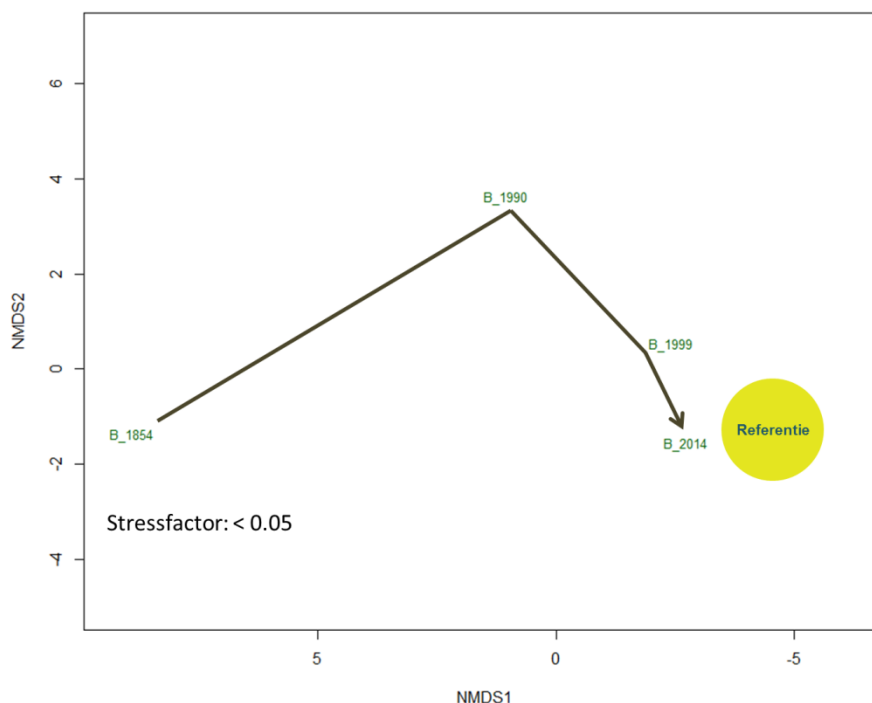
In Figuur 5 en Figuur 6 wordt de evolutie in ESD-gerichtheid weergegeven. Figuur 5 geeft aan hoeveel indicatoren in de klassen geen data, zeer negatief (--), negatief (-), ongeveer ESD-gericht (\pm) en conform ESD-gerichtheid (+) zitten. Figuur 6 geeft aan in welke mate de rechtsnorm de ESD-referentie benadert.

Het Boswetboek werd in de 19de eeuw als erg vooruitstrevend beschouwd, maar het bevatte nauwelijks of geen elementen van een ESD-gericht beleid. Het Bosdecreet uit 1990 was een grote stap vooruit en de multifunctionaliteit die de kern was van dit decreet, is essentieel voor een ESD-gericht beleid. De negatieve score van dit decreet is het gevolg van het feit dat van ecosystemendiensten toen nog geen sprake was, zodat de term ESD niet expliciet vermeld werd. Het aangepaste bosdecreet uit 1999 ging op dezelfde weg verder en concretiseerde een aantal belangrijke onderdelen van een ESD-gericht beleid. De belangrijkste daarvan zijn wellicht de bosgroepen, die een cruciale rol vervullen in de participatie van boseigenaars aan het bosbeleid en bosbeheer. Het nieuwe wijzigingsdecreet uit 2014 vermeldt de term ESD, weliswaar slechts eenmaal in de context van de economische functie. De ESD-gerichtheid van het nieuwe wijzigingsdecreet uit 2014 is hierdoor nagenoeg dezelfde als deze van 1999.



Figuur 5. De mate waarin de bosrechtsnormen ESD-gericht zijn (op basis van de beoordeling van 19 indicatoren).

Uit Figuur 6 blijkt inderdaad dat het Boswetboek weinig ESD-gericht was. Dit wordt weerspiegeld door de grote afstand (verschil tussen X-coördinaten) tussen het boswetboek en de ESD-referentie. Daarnaast blijkt de ESD-gerichtheid van het gewijzigd bosdecreet van 1999 en het decreet van 2014 weinig te verschillen.



Figuur 6. Vergelijkende trendanalyse of de mate waarin het bosbeleid evolueert naar een ESD-gericht beleid.

10.6.3 Landbouwbeleid

10.6.3.1 Algemeen

Het Vlaams landbouwbeleid wordt in belangrijke mate bepaald door het Europees gemeenschappelijk landbouwbeleid (GLB). Europa gebruikt hiervoor verordeningen. Verordeningen zijn een vorm van Europese regelgeving die rechtstreeks (dus zonder omzetting in interne wetgeving) in alle Europese lidstaten geldig is. Daarom is ervoor gekozen om de beleidsanalyse te doen op Europees niveau.

De doelstellingen van het gemeenschappelijk landbouwbeleid werden in 1957 in artikel 33 van het Verdrag van Rome, die de Europees Economische Gemeenschap creëerde, vastgelegd. De doelstellingen zijn:

- De productiviteit van de landbouw te doen toenemen door de technische vooruitgang te bevorderen en door zowel de rationele ontwikkeling van de landbouwproductie als een optimaal gebruik van de productiefactoren, met name de arbeidskrachten, te verzekeren.
- Aldus de landbouwbevolking een redelijke levensstandaard te verzekeren, met name door de verhoging van het hoofdelijk inkomen van hen die in de landbouw werkzaam zijn.
- De markten te stabiliseren.
- De voorziening veilig te stellen.
- Redelijke prijzen bij de levering aan verbruikers te verzekeren.

Deze doelstellingen moeten gezien worden in het licht van de naoorlogse periode: men wilde nooit meer honger lijden. In de volgende decennia onderging het GLB verscheidene veranderingen, maar desondanks werden deze oorspronkelijke doelstellingen van het EU-verdrag nooit gewijzigd.

In 1962 werd het Europees Oriëntatie- en Garantie Fonds voor de Landbouw opgericht om het GLB te kunnen financieren (Oriëntatie voor prijsbeleid en Garantie voor structurele maatregelen). Er werd een gemeenschappelijke markt gecreëerd voor verschillende landbouwproducten (granen, boter, ...), met een gemeenschappelijke prijs. Indien de landbouwer zijn product niet kwijtgeraakte op de markt, kocht Europa die op aan een gegarandeerde minimumprijs (interventieprijs). Indien de landbouwer exporteerde buiten Europa, betaalde Europa het verschil met de wereldmarktprijs aan de landbouwer: de exportrestituties. De Europese markt werd beschermd door invoerheffingen op producten die in Europa werden ingevoerd. Door de aanvankelijk opgezette marktmaatregelen kon Europa op korte termijn zelfvoorzienend worden, maar na verloop van tijd was er sprake van overproductie, de zogenaamde boterbergen en melkplassen. Bovendien kostten deze maatregelen handenvol geld en verstoorden ze de marktwerking teveel. Bijsturing was dus nodig: de marktmaatregelen werden geleidelijk afgebouwd en er werden productiebeperkingen opgelegd. Zo werden bijvoorbeeld in 1984 de melkquota in het leven geroepen.

In de jaren negentig werd via de Mc Sharry-hervormingen het prijsbeleid nog verder afgebouwd om zich meer conform de wereldmarkt te richten. Als compensatie voor de sterk verlaagde interventieprijzen kregen landbouwers directe inkomenssteun. Landbouwers werden verplicht een deel van hun gronden braak te leggen en er werden mogelijkheden gecreëerd voor o.a. agromilieumaatregelen en bebossingsmaatregelen, ...

Via Agenda 2000 kwamen een aantal nieuwe aandachtspunten naar voren: de voedselveiligheid en -kwaliteit, vereenvoudiging, decentralisatie van het beleid en het plattelandontwikkelingsbeleid. Met het plattelandontwikkelingsbeleid kreeg het GLB een tweede pijler.

De directe inkomenssteun werd in 2005 grotendeels losgekoppeld van de productie. Daaraan gekoppeld moest de landbouwer ook een aantal randvoorwaarden inzake natuur, milieu, dierenwelzijn en voedselveiligheid in acht nemen, om nog steun te kunnen ontvangen. Europa wilde op die manier streven naar een duurzame landbouw.

In 2015 zal een nieuwe periode van het GLB aanbreken. Voor de eerste pijler (directe steun en marktbeleid) wordt resoluut de kaart van duurzaamheid verder doorgetrokken. Naast de randvoorwaarden, zal de landbouwer ook moeten voldoen aan de zogenaamde vergroeningsvoorwaarden om zijn directe steun te ontvangen. De voorgestelde vergroeningsvoorwaarden zijn: gewasdiversificatie, instandhouding blijvend grasland en het inrichten van een deel van het areaal als ecologisch aandachtsgebied (braak, kleine landschapselementen, bufferstroken,...). In het marktbeleid worden de productiebeperkingen voor melk, suiker en wijn afgeschaft en de maatregelen (opvangnetten) bij marktverstoring worden gestroomlijnd. Er blijven mogelijkheden bestaan voor interventie, opslag en exportrestituties. Er komt meer aandacht voor de verbetering van de werking van de voedselketen (en het verstevigen van de positie van de landbouwer hierin). Wat betreft de tweede pijler blijft het mogelijk dat elke

lidstaat of regio een programma op maat uitwerkt binnen de contouren van de Europese bepalingen. Wel moet elke maatregel voldoen aan één of meerdere prioriteiten die Europa naar voren schuift als vertaling van de Europa2020 strategie "slimme, duurzame en inclusieve groei". De algemene doelstellingen van het plattelandsontwikkelingsbeleid blijven zich situeren rond een economisch luik (het concurrentievermogen van de landbouw), een ecologisch luik (duurzaam beheer van de natuurlijke hulpbronnen en klimaatacties) en een sociaal luik (gebalanceerde territoriale ontwikkeling van rurale gebieden). Daarnaast zijn er drie horizontale prioriteiten, namelijk innovatie, milieu en klimaat, die prominent in elk plattelandsprogramma zullen moeten verwerkt worden.

Het huidig landbouwbeleid streeft een duurzame landbouw na, zijnde een landbouw die praktijken hanteert die economisch efficiënt zijn en ecologische en sociaal aanvaardbaar zijn voor in eerste instantie de huidige generatie maar ook zonder de kansen van de toekomstige generaties te hypothekeren (<http://www.vlaanderen.be/nl/ondernemen/landbouw/duurzame-landbouw-vlaanderen>). Een economisch duurzame landbouw blijft op wereldschaal voldoende voedsel produceren en degene die verantwoordelijk is voor de voedselproductie kan daarvan leven. Een ecologisch duurzame landbouw wil het ecosysteem rond landbouw gezond houden. Dat probeert de landbouw te bereiken door het beperken van negatieve effecten op het milieu (in hoofdzaak door technologische verbeteringen) en de zorg voor biodiversiteit in al zijn facetten. Om deze doelstelling te realiseren kan een de ESD-benadering helpen om o.a. (zie voor meer info hoofdstuk 11 Ecosysteemdienst voedselproductie):

- De ecosysteemstructuren (biodiversiteit) en -processen (nutriëntenlevering en -retentie, waterregulatie, ziekte- en plaagwering, bestuiving, fotosynthese en weerstand tegen stress) die bijdragen aan voedselproductie zichtbaar te maken.
- Inzicht te verkrijgen of het ecosysteem aangetast is.
- Na te gaan wat de positieve en negatieve gevolgen zijn van het huidige voedselproductiesysteem voor andere ecosysteemdiensten.
- Welke mogelijkheden er bestaan om de negatieve gevolgen te verminderen (Zijn deze mogelijkheden eerder technologisch of natuurlijk?).
- De maatschappelijke effecten van het voedselproductieproces te bepalen en te waarderen.
- Inzicht te verkrijgen in welke mate het huidig beleidsinstrumentarium bijdraagt aan de 16 onderzochte ecosysteemdiensten (zie Tabel 1).

Er werden teksten van verschillende periodes (Tabel 8) geselecteerd om een eventuele evolutie in ESD-gerichtheid te identificeren. De geselecteerde teksten komen overeen met de belangrijke mijlpalen van het gemeenschappelijk landbouwbeleid, de start van het gemeenschappelijk landbouwbeleid (1962), de Mc Sharry hervormingen (1992), Agenda 2000 (1999-2000), de loskoppeling van inkomenssteun van productie en de koppeling ervan met randvoorwaarden (2003-2005) en de vergroening (2013-2014).

Tabel 8. *Geanalyseerde landbouwregelgeving.*

code	Jaar	Regelgeving
L_I	1962-1964	Verdrag van Rome artikel 33 Verordening 25 financiering van het gemeenschappelijk landbouwbeleid Verordening 49 inwerkingtreding van het gemeenschappelijk landbouwbeleid Verordening 17/64 voorwaarden voor het verlenen van bijstand door het Europees Oriëntatie- en Garantiefonds
L_II	1992	Verordening 2078/92 landbouwproductiemethoden die verenigbaar zijn met de eisen inzake milieubescherming en betreffende natuurbeheer Verordening 2080/92 bosbouwmaatregelen Verordening 1766/92 granen [analoge regeling bestaat ook voor veel andere landbouwproducten, dus één uitgekozen]
L_III	1999-2000	Verordening 1257/1999 steun plattelandsontwikkeling Verordening 1750/1999 uitvoeringsbepalingen steun plattelandsontwikkeling Verordening 1259/1999 rechtstreekse steunverlening
L_IV	2003-2005	Verordening 1782/2003 rechtstreekse steunverlening Verordening 1698/2005 plattelandsontwikkeling
L_V	2013	Verordening 1307/2013 rechtstreekse steunverlening Verordening 1305/2013 plattelandsontwikkeling

10.6.3.2 Toetsing

10.6.3.2.1 Gemeenschappelijk Landbouwbeleid 1962-1964

Het oorspronkelijk gemeenschappelijk landbouwbeleid (Bijlage 12, Tabel 9) was gericht op ecosysteemontwikkeling via de directe (bv. habitatverandering) en indirecte (bv. technologische ontwikkelingen) drivers zodat het aanbod aan voedsel sterk verhoogd werd. De maatschappelijke effecten die hiermee nagestreefd werden waren een redelijk inkomen voor landbouwers en betaalbare prijzen voor consumenten. Het beleid richt zich op drie van de vier blokken van de ESD-cyclus waardoor de aanpak op vlak van beleidsaangrijpingspunten redelijk integraal is. De doelstelling van het oorspronkelijk GLB was een maximalisatie van één ecosysteemdienst waarbij er geen rekening wordt gehouden met de effecten op andere ecosysteemdiensten. Om de hoger vermeldde doelen te bereiken werd een beperkte set van beleidsinstrumenten gebruikt, zijnde de stimulatie van technologische ontwikkeling, het toepassen ervan op landbouwbedrijven en economische instrumenten die erop gericht waren om landbouwers een minimumprijs te geven per eenheid geproduceerd product. De landbouwers hadden wel de vrijheid om te kiezen hoe en in welke mate de productie verhoogd werd, maar de beloning was wel afhankelijk van de uiteindelijke productie. De aansturing van de overheid was stimuleren zonder een welomschreven methode, wat positief is vanuit het oogpunt van een ESD-gericht beleid. De participatie bij burgers was beperkt tot informeren en gebeurde nadat het beleid was vastgesteld. Wel won Europa het advies in van het Europees Sociaal en Economisch Comité. Dit is een orgaan waar vertegenwoordigers van werknemers, werkgevers en diverse andere organisaties waaronder landbouworganisaties in vertegenwoordigd zitten. Dit betekent dat het GLB 1962-1964 weinig ESD-gericht was. Slechts twee indicatoren (rol overheid, aantal ESD-blokken) kregen een neutrale score (zijnde ±), terwijl elf indicatoren een sterk negatieve score kregen.

Tabel 9. *Indicatorscores voor de verschillende landbouwrechtsnormen.*

	= geen score		= -		= -		= ±		= +
--	--------------	--	-----	--	-----	--	-----	--	-----

Criteria	Indicator (score ESD-gericht)	1962-1964	1992	2000	2003-2005	2013
Adaptief beheer	Aanpasbaar en doel georiënteerd beleid + monitoring & evaluatie					
Participatie	Gedurende gans beleidsproces					
	Aantal participatievormen					
Responsabiliteit	Instrumentenmix (7 types)					
	Vergoeden van geleverde diensten					
Schaalafstemming	Multischaal en ruimtelijke en tijdsgevolgen					
	Schaalafstemming door creatie van nieuw schaalniveau					
Integrale aanpak	Multifunctioneel					
	Aantal blokken van de ESD-cyclus					
Optimalisatie	Optimalisatie meerdere functies					
Landschapsschaal	Alle landgebruiken					
ESD-begrip	Correcte duiding ESD-concept					
Institutioneel geheugen	Verandering van praktijk					
Sociaal kapitaal	Overheid faciliteert zelfsturing					
	Coproductie met alle actoren					
	Samenwerking tussen alle betrokken sectoren (alle relevante niveaus)					
	Brugorganisaties (kennis, verbinden overheden en verbinden overheden en niet-overheden)					
Voorzorgprincipe	Norm alle relevante ecosysteemstructuren, -functies en -processen					
Waardering	Multiwaardering					

10.6.3.2.2 Gemeenschappelijk Landbouwbeleid 1992

In 1992 werd het landbouwbeleid aangevuld met aanvullende verordeningen rond milieuvriendelijke landbouw en bosbouwmaatregelen (Bijlage 13, Tabel 9). De prijsondersteunende instrumenten bleven hierbij behouden. Dit betekent dat het beleid vasthoudt aan bestaande praktijken, maar wel bereid is om nieuwe instrumenten te introduceren. Daarnaast kwam er door de aanvulling aandacht voor andere functies en werd de doelstelling een maximalisatie van één functie met naleving van een aantal milieuraandvoorwaarden. Er kwam ook in beperkte mate aandacht voor ander landgebruik, namelijk landbouwgrond die kon omgezet worden naar bos. Door de wijzigingen verhoogde de score van verschillende ESD-indicatoren (instrumentenmix, multifunctioneel, optimalisatie, voorzorgprincipe) van zeer negatief naar negatief. Het aantal indicatoren met een neutrale score bleef hetzelfde, zijnde twee van de negentien indicatoren.

10.6.3.2.3 Gemeenschappelijk Landbouwbeleid 2000

In 2000 werden de aanvullende verordeningen vervangen door een plattelandsverordening of pijler 2 van het gemeenschappelijk landbouwbeleid (Bijlage 14, Tabel 9). In deze pijler krijgen de regio's meer inspraak om een beleid op hun maat uit te werken. Het plattelandsontwikkelingsbeleid had ook een bredere aanpak:

- Het economische luik werd aangevuld met een ecologisch en sociaal luik, dus het multifunctioneel aspect kwam hierdoor meer aan het bod.

- Naast de landbouwsector werd ook de ontwikkeling van plattelandsgebieden in het algemeen beoogd, waardoor ook het aantal landgebruiken sterk uitbreidde.

In de inkomenspijler werd het vervuiler-betaalt-principe indirect geïntroduceerd doordat overtreding van dwingende milieueisen gesanctioneerd kon worden. De sanctie kon ook betrekking hebben op inkomenssteun, waardoor de maximalisatie van landbouwproductie afhankelijk werd van randvoorwaarden. Daarnaast werden voor het eerst niet-economische waarden vermeld en Europese burgers geconsulteerd voorafgaand aan de beleidsformulering. De beleidswijzigingen maakten wel dat de EU de landbouwers sterker aanstuurt. Indien landbouwers de subsidies wensen te ontvangen dienen ze verschillende welomschreven randvoorwaarden te vervullen anders worden de subsidies ingekort. Waardoor de indicator rol overheid terugvalt van een neutrale naar een negatieve score. Dit resulteerde in totaal in een lichte verbetering van de ESD-gerichtheid. Er zijn bijgevolg vier indicatoren (voorzorgprincipe, optimalisatie, aantal participatievormen en wijze van aanpak) die een neutrale score kregen.

10.6.3.2.4 Gemeenschappelijk Landbouwbeleid 2003-2005

In 2003-2005 werd de inkomenssteun expliciet afhankelijk van het vervullen van randvoorwaarden (EU-wetgeving en code goede landbouw- en milieupraktijk) (Bijlage 15, Tabel 9). Door het LEADER-instrument kwam er ook meer aandacht voor de urbane landgebruiken op het platteland en voor de maatschappelijke en sociale actoren. Deze actoren konden met voorstellen komen om lokaal geformuleerde behoeften in te vullen. De gebruikte instrumentenmix werd in deze periode ook diverser. Daarnaast werd de mogelijkheid tot het tussentijds aanpassen van het beleid vermeld. De beleidsaanpassingen verhoogden het aantal indicatoren met een neutrale score van vier tot negen. De vijf extra indicatoren met neutrale score zijn samenwerking met maatschappelijke en economische actoren, samenwerking met andere departementen en sectoren, meerdere landgebruikstypes, aantal instrumententypes en adaptief beleid.

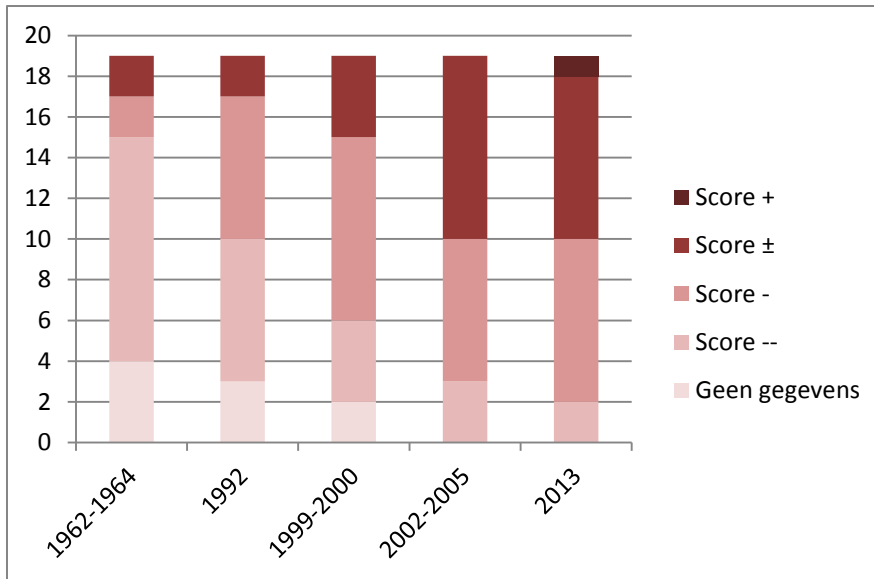
10.6.3.2.5 Gemeenschappelijk Landbouwbeleid 2013

In 2013 werd de inkomenssteun vergroend. Dit is eigenlijk een verdere uitbreiding van de randvoorwaarden waaraan de maximalisatie van de landbouwproductie dient te voldoen (Bijlage 16, Tabel 9). Daarnaast werd het concept van ecosysteemdiensten vermeld in de plattelandsverordening (art. 25) zonder hierop dieper in te gaan. De mogelijkheid tot tussentijdse aanpassing bleef behouden. Tenslotte werden ook lokale gemeenschappen en burgers als actor bij beleidsuitvoering van Leader-projecten vermeld. De ESD-gerichtheid zal door deze beleidsaanpassingen slechts beperkt toenemen. Wel kreeg voor het eerst één ESD-kenmerk een positieve score, zijnde de samenwerking met maatschappelijke en economische actoren.

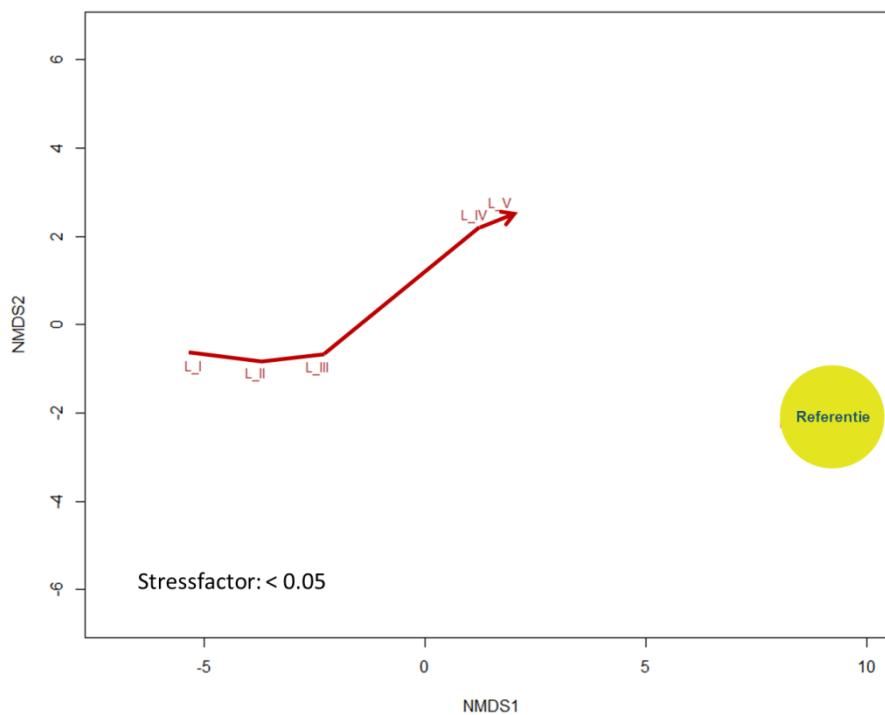
10.6.3.3 Trend in ESD-gerichtheid

In Figuur 7 en Figuur 8 wordt de evolutie in ESD-gerichtheid weergegeven. Figuur 7 geeft aan hoeveel indicatoren in de klassen geen data, zeer negatief (--), negatief (-), ongeveer ESD-gericht (\pm) en conform ESD-gerichtheid (+) zitten. Figuur 8 geeft aan in welke mate de rechtsnorm de ESD-referentie benadert. Figuur 7 geeft aan dat het aantal indicatoren dat ongeveer of conform ESD-gericht zijn, geleidelijk toeneemt, van twee in 1962-1964 naar negen in 2013. De indicatoren, die hier de grootste verandering (van score - naar \pm) doorheen de tijd ondergaan, hebben zowel betrekking op inhoud (alle landgebruiken, optimalisatie meerdere functies) als proces (instrumentenmix, coproductie met alle actoren en samenwerking met alle betrokken sectoren) (Tabel 9). Daarnaast neemt ook de indicator voorzorgprincipe sterk toe, van - naar \pm . Figuur 8 geeft aan dat de landbouwrechtsnormen uit 2013 wel nog (sterk) verschillen van de ESD-referentie. Dit blijkt uit de relatieve grote afstand tussen beide punten op deze figuur, zeker in vergelijking met de andere beleidsdomeinen.

De ESD-gerichtheid van landbouw kan verbeterd worden door de creatie van brugorganisaties, door rekening te houden met toekomstige generaties en de effecten van lokale ESD-beslissingen voor andere gebieden (bv. de zuiderse landen die veevoeder leveren zoals Brazilië, Indonesië en Maleisië) en door meer in te zetten op de waardering van niet-economische ecosysteemdiensten (Tabel 8). Daarnaast zou de LEADER-aanpak waarbij diverse maatschappelijke actoren bij het beleid betrokken worden, kunnen verruimen naar het volledige gemeenschappelijk landbouwbeleid. Tenslotte zou er nog sterker kunnen ingezet worden op intersectorale samenwerking.



Figuur 7. De mate waarin de landbouwrechtsnormen ESD-gericht zijn (op basis van de beoordeling van 19 indicatoren).



Figuur 8. Vergelijkende trendanalyse of de mate waarin de EU-landbouwwetgeving evolueert naar een ESD-gericht beleid.

10.6.4 Natuurbeleid

10.6.4.1 Algemeen

Tot de oudste rechtsnormen die op dit domein van toepassing waren hoort het keizerlijk duinendecreet van 24⁴⁰ of 14⁴¹ december 1810. Een belangrijke stap is wellicht de oprichting van de Belgische administratie Waters en Bossen in 1854 toen ook het Boswetboek van kracht werd. Enkele decennia later volgden rechtsnormen op het vlak van de natuur- en landschapsbescherming zoals een K.B. ter bescherming van insectivore vogels in 1873 en de nuttige dieren-wet van 1880 (Van Hoorick, 2000). Hiermee werd al een eerste link gelegd met de ecosysteemdiensten die vogels en dieren in het algemeen leveren. Vanaf de 20^e eeuw heeft men een aantal landschappen gerangschikt. Er werden ook een aantal staatsnatuurreservaten opgericht. Het eerste K.B. tot inrichting van staatsnatuurreservaten⁴² en een Hoge raad voor natuurreservaten dateert van 21 maart 1957. Daarnaast hadden de eerste natuurverenigingen ook een aantal terreinen in beheer, waarvan sommige ook in eigendom. Eén van die doelstellingen van dat K.B. was om het toerisme en de volksoepvoeding aan te moedigen in de mate die verenigbaar was met de bescherming van de natuur. De ecosysteemdienst "groene ruimte voor buitenactiviteiten" kreeg hiermee reeds een plaats in het beleid van die tijd.

Onze eerste halte in de analyse is de Wet op het natuurbehoud van 1973. Toen waren er reeds 12.000 ha natuurreservaat en 6.000 ha domaniaal reservaat⁴³.

Later in de jaren '70 volgde op Europees vlak de Vogelrichtlijn die tot doel had alle in het wild levende vogels en hun leefgebieden te beschermen. Dit werd uitgebreid tot alle wilde flora en (overige) fauna en natuurlijke habitats via de Habitatrichtlijn van 1992. Na de overheveling van diverse bevoegdheden van het Belgische federale naar het regionale niveau kwam er in 1997 een Decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu. Dit natuurdecreet verving grotendeels de Wet op het natuurbehoud.

Om na te gaan in hoeverre de natuurrechtsnormen een sterkere ESD-focus hebben (gekregen), worden er vier rechtsnormen geanalyseerd (zie Tabel 10) van 1973 tot heden. De verschillende teksten werden kwalitatief geanalyseerd op basis van de indicatorenlijst (zie Tabel 4). Het gaat om de Wet op het natuurbehoud, de Vogel- en Habitatrichtlijn en het Natuurdecreet van 1997. Daarnaast werden twee belangrijke decreetwijzigingen, nl. deze van 2002 en 2014, ook onder loep genomen.

Tabel 10. Geanalyseerde rechtsnormen.

Wet/beleidsstekst	jaartal
Wet op het natuurbehoud	1973
Richtlijn inzake het behoud van de vogelstand (Vogelrichtlijn)	1979
Richtlijn inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna (Habitatrichtlijn)	1992
Decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu	1997
Gecoördineerde versie van het decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu	2002
Gecoördineerde versie van het decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu	2014

10.6.4.2 Toetsing

10.6.4.2.1 Wet op het natuurbehoud

In 1957 werd de inrichting van natuurreservaten mogelijk⁴⁴. Via de wet op het natuurbehoud van 12 juli 1973 kreeg dit voor het eerst vorm in een wet (Bijlage 17). Met deze nieuwe wet konden nu ook private terreinen en terreinen van verenigingen erkend worden als natuurreservaat. Deze wet

⁴⁰ Volgens Van Herzele (1979)

⁴¹ Volgens <http://foretsdupaysdebuch.free.fr/II%20LA%20FIXATION%20ET%20LE%20BOISEMENT%20DES%20DUNES.htm>

⁴² Bij het latere K.B. van 25 mei 1964 dat dit K.B. van 1957 verving werd gesproken van "domaniale reservaten".

⁴³ Memorie van Toelichting, Wet op het Natuurbehoud, Parl. St. Senaat 1972-1973, nr. 226 stuk 8

⁴⁴ Koninklijk Besluit van 25 maart 1957 betreffende de inrichting van natuurreservaten en tot instelling van een Hoge Raad voor de natuurreservaten (B.S. 6/4/1957)

was eerder een kaderwet waaruit meer dan dertig uitvoeringsbesluiten volgden (Van Herzele, 1979) maar bevatte (het kader voor) een set instrumenten die nieuw waren voor die tijd.

Via deze wet was het mogelijk om, naast overheidseigendommen, particuliere eigendommen te laten erkennen als natuurreservaat. Het aanwijzen van bosreservaten was voortaan ook mogelijk. Natuurparken oprichten is ook een van de nieuwe instrumenten. Voor het eerst is hier sprake van beheerplannen die voor deze reservaten opgesteld kunnen worden. Ook de beleidsadviesraad, m.n. de Hoge Raad voor het Natuurbehoud en een beleidsondersteunend instituut, m.n. het Instituut voor Natuurbehoud werden in het leven geroepen. Globaal gezien is hier sprake van een nieuwe praktijk die hiermee ingang vindt, hetgeen positief scoort bij dit ESD-kenmerk.

Kenmerkend voor dit decreet is dat bepaalde beleidsbeslissingen (aanduiding reservaat, natuurpark, opstellen beheerplan) genomen worden na samenwerking of na advies van andere diensten en niet enkel door de dienst bevoegd voor het natuurbeleid. Belangrijk is dat natuurlijke en rechtspersonen voor een deel zelf vorm kunnen geven aan het natuurbeleid door de mogelijkheid om reservaten op te richten en te laten erkennen. De overheid ondersteunt hierdoor het sturend karakter van de eigenaars, beheerders en verenigingen. Dit scoort eveneens goed als typisch ESD-criterium. Ten slotte stellen we vast dat deze wet niet enkel stilstaat bij de natuurfunctie maar ook andere functies krijgen een plaats in deze wet.

Het aantal ESD-kenmerken dat positief scoort (zijnde drie) is hier beperkt (Tabel 11). In deze wet overweegt het aantal kenmerken (tien indicatoren) dat een "+/-" score krijgt. Vele zaken zijn duidelijk niet-uitgesproken ESD-gericht.

10.6.4.2.2 Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn

Het is eigen aan richtlijnen dat ze enkel krijtlijnen vastleggen, maar dat ze de invulling overlaten aan de lidstaten. Daarom is het niet verwonderlijk dat vele ESD-indicatoren (zes van de negentien) niet te beoordelen zijn bij zowel de Vogel- als de Habitatrichtlijn (resp. Bijlage 21 en 22 en Tabel 11). Ook het feit dat er een aantal indicatoren globaal gezien hier slechter scoren dan in het natuurdecreet of de natuurbehoudswet is omdat Europa op die punten geen strak beleid voert. Het is aan de lidstaten om te bepalen welke (economische) instrumenten(mix) ze inzet(ten) en welke brugorganisaties ze opricht. De lidstaten kunnen ook naar alle vrijheid bepalen welke rol economische en maatschappelijke actoren, sectoren, diensten en departementen toebedeeld krijgen en welke beheerstrategie ze toepast. De lidstaten kunnen dus zelf een ESD-gericht beleid uitstippelen als ze dat wensen. Hier dient rekening mee gehouden te worden bij een interpretatie van de vergelijking van de richtlijnen met het natuurdecreet en de natuurbehoudswet.

De ESD-gerichtheid van de Vogel- en Habitatrichtlijn zijn weinig verschillend. De verschillen zijn eerder miniem maar kunnen soms toch betekenen dat een criterium iets hoger of iets lager scoort. Bijvoorbeeld het aantal landsgebruikstypes is ruimer in de Vogelrichtlijn aangezien het leefgebied van vogels zeer divers kan zijn en zich in ook buiten de 'natuur' kan bevinden. De Habitatrichtlijn richt zich meer op de natuurlandgebruiken.

Tabel 11. Tabel 11 Indicatoren scores voor de verschillende natuurrechtsnormen.

= geen score	= --	= -	= ±	= +
--------------	------	-----	-----	-----

Criteria	Indicatoren (score ESD-gericht)	1973	Vogel ('79)	Habitat ('92)	1997	2002	2014
Adaptief beheer	Aanpasbaar en doel georiënteerd beleid + monitoring & evaluatie						
Participatie	Gedurende gans beleidsproces						
	Co-creatie						
Responsabiliteit	Instrumentenmix (7 types)						
	Vergoeden van geleverde diensten						
Schaalafstemming	Multischaal en ruimtelijke en tijdsgevolgen						
	Schaalafstemming door creatie van nieuw schaalniveau						
Integrale aanpak	Multifunctioneel						
	Aantal blokken van de ESD-cyclus						
Optimalisatie	Optimalisatie meerdere functies						
Landschapsschaal	Alle landgebruiken						
ESD-begrip	Correcte duiding ESD-concept						
Institutioneel geheugen	Verandering van praktijk						
Sociaal kapitaal	Overheid faciliteert zelfsturing						
	Coproductie met alle actoren						
	Samenwerking tussen alle betrokken sectoren (alle relevante niveaus)						
	Brugorganisaties (kennis, verbinden overheden en verbinden overheden en niet-overheden)						
Voorzorgprincipe	Norm alle relevante ecosysteemstructuren, -functies en -processen						
Waardering	Multiwaardering						

10.6.4.2.3 Natuurdecreet en decreetswijzigingen

Dit decreet voerde in 1997 (Bijlage 18, Tabel 11) het grootste aantal nieuwe instrumenten in: natuurbeleidsplanning, natuurrapportering, de afbakening van een ecologische structuur, de natuurtoets(en), de beheerovereenkomsten, de natuurinrichting, de natuurrichtplannen, natuureducatieve centra, regionale landschappen, de zorgplicht, het standstillbeginsel,...

In dit decreet zijn alle drie kenmerken van de ESD-gerichte beleidsstrategie aanwezig: de methode/handelingen om doel te bereiken zijn vrij te kiezen, én er is monitoring & evaluatie, én het beleid is aanpasbaar op korte termijn. Opvallend is ook dat er een nieuw ruimtelijk niveau opgericht wordt, nl. dat van de natuurlijke structuur die de administratieve grenzen overstijgt en die moet leiden tot een samenhangend aaneengesloten netwerk. Doordat hierin verschillende functies hun plaats kunnen hebben, zoals in de gebieden van het IVON⁴⁵, krijgt het decreet hierop een beduidend hogere ESD-score.

⁴⁵ IVON = Integraal Verwevings- en Ondersteunend Netwerk (art. 2, 26° van het natuurdecreet). Dit bestaat uit respectievelijk de natuurverwevingsgebieden plus de natuurverbindingsgebieden (art. 27 van het natuurdecreet).

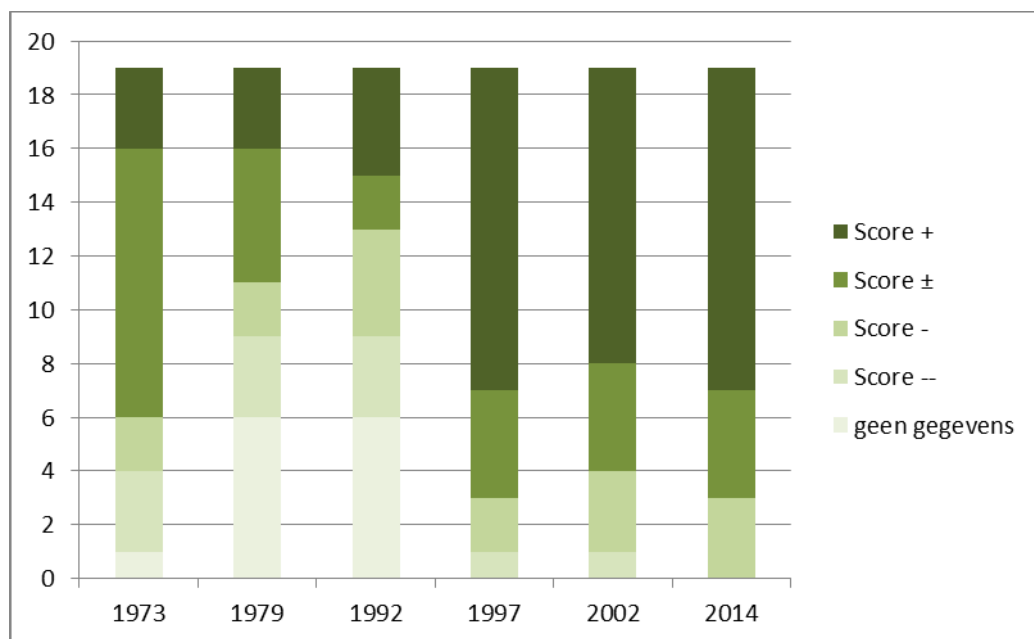
Een van de beduidende decreetswijzigingen, nl. die van 2002 (Bijlage 19, Tabel 11), zorgde onder meer voor een omzetting van bepalingen van de Habitatrichtlijn in het decreet⁴⁶. De wijziging van 2014 (Bijlage 20, Tabel 12) legde de nadruk op de sociale functie van natuur en het is de bedoeling dat de overheid nog meer meestuurt en de uitvoering van het beleid faciliteert door meer eigenaars, beheerders en verenigingen actiever te betrekken bij natuurbescherming⁴⁷. In dit decreet wordt via artikel 12quinquies⁴⁸ de rol van ecosysteemdiensten en de economische functies van terreinen benadrukt.

10.6.4.3 Trend in ESD-gerichtheid

Figuur 9 geeft de evolutie weer die het natuurbeleid de laatste decennia heeft ondergaan. Hierbij zien we dat er een verschil is tussen de Europese richtlijnen (Vogelrichtlijn van 1979 en de Habitatrichtlijn van 1992) en de Belgische en Vlaamse wetgeving. In de Belgische en Vlaamse wetgeving zijn meer ESD-elementen terug te vinden dan in de richtlijnen. De richtlijnen kunnen op vele elementen of indicatoren die wijzen op een ESD-gericht beleid (tabel 4), niet beoordeeld worden omdat ze afwezig zijn en/of geen invulling kregen in de richtlijnen.

Dit is deels te verklaren doordat de richtlijnen vooral de doelen vastleggen maar de invulling van het beleid overlaten aan de lidstaten. Hierdoor zijn er m.b.t. heel wat ESD-indicatoren geen gegevens terug te vinden in de richtlijnen.

Verder zien we dat het decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu van 1997 meer kenmerken vertoont van een ESD-gericht beleid dan de wet op het natuurbehoud van 1973. Het aantal indicatoren dat negatief scoort is bijna hetzelfde in de natuurbehoudswet als in het natuurdecreet. Het grote verschil is dat een aantal indicatoren die een "+/-" scoren in de wet, in het decreet een positieve score hebben.



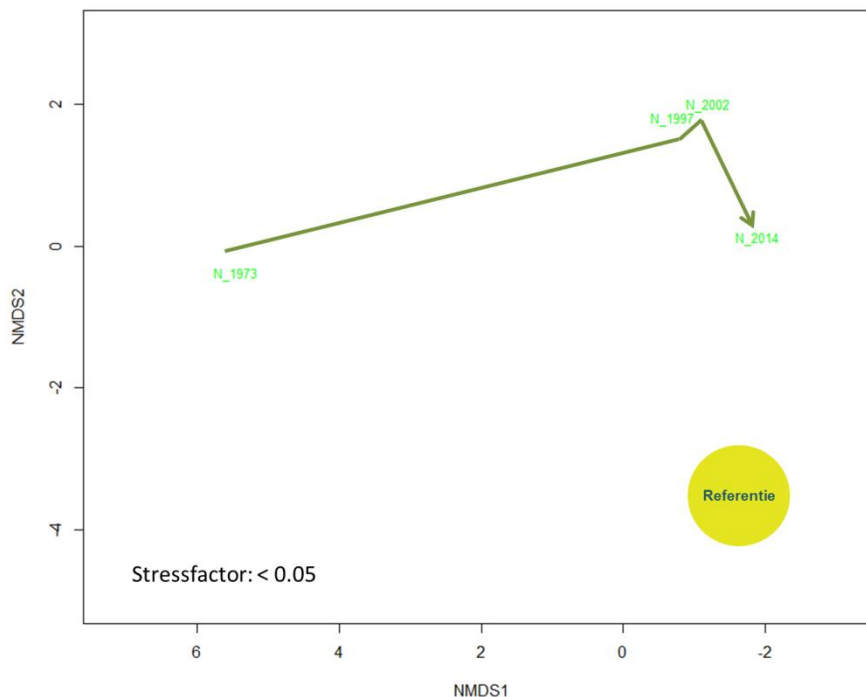
Figuur 9. De mate waarin de natuurrechtsnormen ESD-gericht zijn (op basis van de beoordeling van 19 indicatoren).

⁴⁶ Memorie van Toelichting, Voorstel van decreet houdende wijziging van het decreet van 21 oktober 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu, van het bosdecreet van 13 juni 1990, van het decreet van 16 april 1996 houdende de bescherming van landschappen, van het decreet van 21 december 1988 houdende oprichting van de Vlaamse Landmaatschappij, van de wet van 22 juli 1970 op de ruilverkaveling van landeigendommen uit kracht van wet zoals aangevuld door de wet van 11 augustus 1978 houdende bijzondere bepalingen eigen aan het Vlaamse Gewest, van het decreet van 28 juni 1985 betreffende de milieuvergunning en van het decreet van 23 januari 1991 inzake de bescherming van het leefmilieu tegen de verontreiniging door meststoffen, Parl. St. Vlaams Parlement 2001-2002, nr. 967 stuk 1

⁴⁷ Memorie van Toelichting, Ontwerp van decreet tot wijziging van de regelgeving inzake natuur en bos, Parl. St. Vlaams Parlement 2013-2014, nr. 2424 stuk 1

⁴⁸ Dit artikel luidt: "De economische functie van een terrein dat beheerd wordt ten behoeve van het natuurbehoud bestaat onder meer uit het optimaal benutten van ecosysteemdiensten, waaronder de duurzame productie van goederen of diensten, die binnen dit terrein gerealiseerd kunnen worden."

Figuur 10 geeft aan dat het decreet (N_1997) meer ESD-gericht is dan de wet op natuurbehoud (N_1973). Deze evolutie wordt echter niet verder gezet in de wijzigingen van het decreet. Alle latere wijzigingen van natuurdecreet hebben relatief weinig verandering aangebracht aan de ESD-gerichtheid van dit decreet. Het natuurdecreet anno 2014 ligt ongeveer op dezelfde afstand van de referentie als het oorspronkelijk decreet. Dat het decreet anno 2002 iets slechter scoort is te wijten aan het feit dat er in het oorspronkelijke decreet nieuwe instrumenten en organisaties zijn ontwikkeld (score +), maar in de wijzigingen van decreet niet meer (score ±). De laatste versie van het decreet scoort dan weer iets beter o.m. omwille van de opname van het begrip ecosysteemdiensten, weliswaar enkel onder de economische functie en omwille van de uitbreiding van de participatiemogelijkheden gedurende de ganse beleidscyclus.



Figuur 10. *Vergelijkende trendanalyse of de mate waarin het natuurbeleid evolueert naar een ESD-gericht beleid.*

10.6.5 Vergelijkende toestands- en trendanalyse

Om de toestand in ESD-gerichtheid te vergelijken wordt in Tabel 12 de indicatorscores van de recentste rechtsnormen of beleidsdocumenten van het water-, bos-, landbouw- en natuur weergegeven. Om de trend in ESD-gerichtheid in de verschillende beleidsdomeinen met elkaar te vergelijken, wordt er een NMDS analyse uitgevoerd op alle geanalyseerde teksten samen met een referentie die op alle ESD-indicatoren de hoogste score kreeg (zie Figuur 11).

Als we de ESD-gerichtheid van de verschillende beleidsdomeinen met elkaar vergelijken (de afstand tot de referentie in de figuur, de indicatorscores in de tabel), vallen ons volgende punten op:

- Binnen elk beleidsdomein is er een evolutie naar meer ESD-gerichtheid, i.e. de meest recente tekst staat steeds het dichtst bij de referentie. Bij landbouw is dit zeer subtiel. En ook bij het natuurbeleid liggen het decreet en de meest recente wijzigingen zeer dicht bij elkaar op bijna dezelfde afstand tot de referentie.
- Het huidige bosbeleid en het huidige natuurbeleid zijn het meest ESD-gericht. Daarna volgt het waterbeleid. Het landbouwbeleid is het minst ESD-gericht.
- Waterbeleid verschilt van natuur- en bosbeleid doordat er in de waterrechtsnormen geen informatie beschikbaar was van twee indicatoren, zijnde institutioneel geheugen en coproductie met alle actoren.
- Landbouwbeleid scoort vooral minder doordat er in de rechtsnormen geen aandacht is voor schaalafstemming en voor brugorganisaties. Daarnaast wordt er ook geen rekening

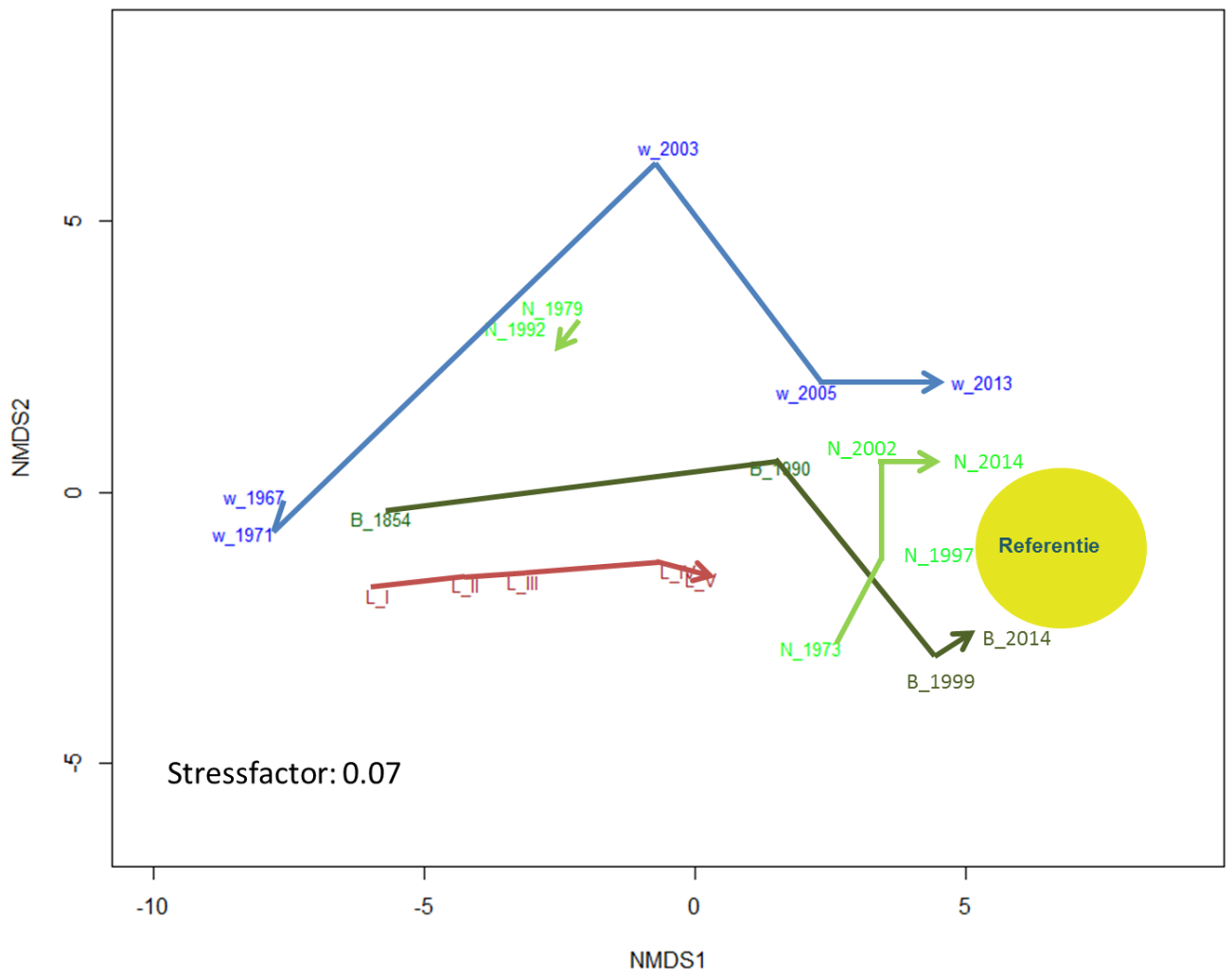
gehouden met de ruimtelijke gevolgen buiten het gebied (in dit geval buiten de EU) en met de gevolgen voor toekomstige generaties. Er is ook slechts in beperkte mate aandacht voor multifunctionaliteit (beperkt tot het erkennen van andere functies, maar landbouw blijft de hoofdfunctie). Tenslotte, is de participatie beperkt tot de agendavorming en de beleidsformulering.

- Binnen het natuurbeleid is er een duidelijk verschil tussen de Europese wetgeving (1979 en 1992) en de Belgische/Vlaamse wetgeving. Dit kan verklaard worden door de opzet (nl. richtlijn) en het doel ervan (het verlies tegengaan van biodiversiteit en het herstel van de biodiversiteit). Een richtlijn verplicht de lidstaten om hun wetgeving aan te passen met als doel het bereiken van eenzelfde welbepaald resultaat, maar laat de keuze van de methode over aan elke lidstaat. Verschillende ESD indicatoren (bv. participatie, responsabiliteit) zijn eerder gebonden aan de methode dan aan het doel. Het specifieke doel, achteruitgang biodiversiteit stoppen, zorgt in de huidige context van sterk verlies van biodiversiteit ervoor dat o.a. de optimalisatie van meerdere functies niet gestimuleerd kan worden. Hierdoor scoren de richtlijnen op deze indicatoren minder goed. Deze mindere score staat een ESD-gericht beleid niet in de weg omdat biodiversiteit één van de fundamentele ecosysteemstructuren is en aldus een noodzaak is voor de duurzame levering van ecosystemendiensten.
- Er zijn zeven ESD-indicatoren die een (nagenoeg) conforme score (dus \pm en $+$) krijgen voor het recentste onderzochte rechtsnorm/beleidsdocument van elk van de vier onderzochte beleidsdomeinen. Dit zijn aantal participatievormen, instrumentenmix, adaptief beheer, optimalisatie meerdere functies, aantal landgebruiken, aantal blokken van de ESD-cyclus en voorzorgprincipe.

Tabel 12. Indicatorencores voor de recentste rechtsnormen van het natuur-, bos-, water- en landbouwbeleid (resp. N, B, W en L).

	= geen score		= --		= -		= ±		= +
--	--------------	--	------	--	-----	--	-----	--	-----

Criteria	Indicator (score ESD-gericht)	N	B	W	L
Adaptief beheer	Aanpasbaar en doel georiënteerd beleid + monitoring & evaluatie				
Participatie	Gedurende gans beleidsproces				
	Aantal participatievormen (4 of meer)				
Responsabiliteit	Instrumentenmix (7 types)				
	Vergoeden van geleverde diensten				
Schaalafstemming	Multischaal en ruimtelijke en tijdsgevolgen				
	Schaalafstemming door creatie van nieuw schaalniveau				
Integrale aanpak	Multifunctioneel				
Optimalisatie	Optimalisatie meerdere functies				
Landschapsschaal	Alle landgebruiken				
Integrale aanpak	Aantal blokken van de ESD-cyclus				
ESD-begrip	Correcte duiding ESD-concept				
Institutioneel geheugen	Verandering van praktijk				
Sociaal kapitaal	Overheid faciliteert zelfsturing				
	Coproductie met alle actoren				
	Samenwerking tussen alle betrokken sectoren (alle relevante niveaus)				
	Brugorganisaties (kennis, verbinden overheden en verbinden overheden en niet-overheden)				
Voorzorgprincipe	Norm alle relevante ecosysteemstructuren, -functies en -processen				
Waardering	Multiwaardering				



Figuur 11. Vergelijkende trendanalyse of de mate waarin het water- (blauw), bos- (donkergroen), natuur- (lichtgroen) en landbouwbeleid (rood) evolueerde naar een ESD-gericht beleid.

10.6.6 Conclusies en beperkingen

De voornaamste bevindingen worden hieronder weergegeven:

- De ESD-gerichtheid van de waterrechtsnormen nam sterk toe doorheen de tijd en is hoog voor de tweede waterbeleidsnota. De ESD-gerichtheid is vooral verhoogd door inhoudelijke veranderingen (inzetten op multifunctionaliteit en het afstemmen van schalen) en in mindere mate door procesmatige veranderingen (bv. participatie). De ESD-gerichtheid van het waterbeleid biedt nog een (beperkte) ruimte voor verbetering. Elf indicatoren scoren ESD-conform en acht indicatoren zijn nagenoeg ESD-conform. Twee indicatoren (institutioneel geheugen, coproductie met alle actoren) konden niet gescoord worden en het is belangrijk om deze ontbrekende indicatoren aanvullend te onderzoeken.
- De ESD-gerichtheid van het bosdecreet, vooral de gecoördineerde versie anno 1999 en 2014, is zeer hoog. De ESD-gerichtheid werd verhoogd door zowel inhoudelijke veranderingen (inzetten op multifunctionaliteit) als procesmatige veranderingen (het creëren van de bosgroepen als brugorganisatie). De ESD-gerichtheid zou nog verder verbeterd kunnen worden door in te zetten op waardenaggregatiemethoden (bv.

overlegmethode, multi-criteria-analyse) die de diversiteit aan waarden (al dan niet uitgedrukt in euro) ten opzichte van elkaar kunnen afwegen.

- De ESD-gerichtheid van het gemeenschappelijk landbouwbeleid blijft beperkt en nam sinds zijn ontstaan eerder geleidelijk toe. De indicatoren, die hier de grootste verandering doorheen de tijd ondergaan, hebben zowel betrekking op inhoud (alle landgebruiken, optimalisatie meerdere functies) als proces (instrumentenmix, coproductie met alle actoren en samenwerking met alle betrokken sectoren). Bij het landbouwbeleid kan de ESD-gerichtheid op verschillende manieren nog verbeterd worden. De grootste verbetering bestaat erin om de actoren te verbinden (oprichten van brugorganisaties) en de schalen af te stemmen (in feite komt door het globale karakter van landbouw de afstemming erop neer dat er een erkenning is dat onze lokale keuzes een gevolg kunnen hebben tot ver buiten onze landsgrenzen).
- De ESD-gerichtheid van het natuurdecreet, inclusief de gecoördineerde versies anno 2002 en 2014, is hoog. De ESD-gerichtheid is in vergelijking met de Wet op het Natuurbehoud van 1973 hoger door inhoudelijke veranderingen (erkennen voorzorgprincipe, vervuiler-betaalt-principe en beheerder-krijgt-principe, aandacht voor ruimtelijke en temporele gevolgen) en in minder mate door enkele procesmatige veranderingen (aantal verschillende punten waar beleid ingrijpt, bv. drivers, maatschappelijk welzijn, ecosysteem). De ESD-gerichtheid zou nog verder verbeterd kunnen worden wanneer er ingezet wordt op waardenaggregatiemethoden (bv. overlegmethode, multi-criteria-analyse) die de diversiteit aan waarden (al dan niet uitgedrukt in euro) ten opzichte van elkaar kunnen afwegen. Daarnaast is er nog relatief weinig intersectorale samenwerking.
- ESD-indicatoren met een (nagenoeg) conforme score voor ESD-gerichtheid voor de recentste rechtsnorm van de vier beleidsdomeinen zijn de inhoudsindicatoren (voorzorgprincipe, optimalisatie meerdere functies, aantal landgebruiken en voorzorgprincipe) en de procesindicatoren (aantal participatievormen, instrumentenmix, aantal blokken ESD-cyclus en adaptief beheer). Deze zaken worden dus onafhankelijk van het beleidsdomein toegepast.

Maar doordat het onderzoek beperkt was tot de feitelijke rechtsnorm en dus geen rekening hield met rechtsleer, rechtspraak en rechtstoepassing zijn deze bevindingen eerder indicaties dan vaststellingen. Verder onderzoek van o.a. de rechtspraak en de concrete beheerpraktijk dienen deze bevindingen te bevestigen. De reden hiervoor is onder andere dat bepaalde zaken in de rechtsnorm kunnen voorkomen maar dat ze in de praktijk niet toegepast worden. We duiden dit met één voorbeeld: eind 2013 was er 3% van de af te bakenen oppervlakte natuurverwevingsgebied afgebakend⁴⁹, hoewel dit tegen begin 2003 volledig diende afgerond te zijn. Via het natuurverwevingsbeleid liggen er kansen om meerdere ecosysteemdiensten (in de eerste plaats op een planologische wijze) in rekening te brengen.

⁴⁹ http://www.natuurindicatoren.be/indicatorenportal.cgi?lang=nl&detail=203&id_structuur=56

Lectoren

An Cliquet, UGent, Vakgroep Europees, publiek en internationaal recht

Karin De Roo, LDR advocaten

Peter De Smedt, LDR advocaten, centrum voor milieu- en energierecht UGent, centrum voor water, oceanen en duurzame ontwikkeling U.Utrecht

Joep Dirkx, Wageningen UR, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Els Martens, ANB, afdeling Beleid

Dieter Mortelmans, INBO, Natuur en Maatschappij

Jeroen Panis, ANB, afdeling Beleid

Elke Van den Broeke, Departement LNE, afdeling MNE

Petra van Egmond, Planbureau voor de Leefomgeving, Nederland

Ann Van Herzele, INBO, Natuur & Maatschappij

Geert Van Hoorick, UGent, Vakgroep Europees, publiek en internationaal recht

Lieve Vriens, INBO, Rapportering & Advisering

Referenties

- Ackerman B.A., Stewart R.B. (1985). Reforming environmental law. *STANFORD LAW REVIEW* 37(5):1333-1365.
- Adger W.N. (2003). Social capital, collective action, and adaptation to climate change. *ECONOMIC GEOGRAPHY* 79(4):387-404.
- Adger W.N., Brown K., Tompkins E.L. (2005). The political economy of cross-scale networks in resource co-management. *ECOLOGY AND SOCIETY* 10(2).
- Allen C.R., Fontaine J.J., Pope K.L., Garmestani A.S. (2011). Adaptive management for a turbulent future. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 92(SI):1339-1345.
- Allen C.R., Gunderson L.H. (2011). Pathology and failure in the design and implementation of adaptive management. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 92(SI):1379-1384.
- Apitz S.E. (2013). Ecosystem services and environmental decision making: Seeking order in complexity. *Integrated Environmental Assessment and Management* 9:214-230.
- Armitage D., Johnson D. (2006). Can resilience be reconciled with globalization and the increasingly complex conditions of resource degradation in Asian coastal regions? *ECOLOGY AND SOCIETY* 11(1).
- Arnstein S.R. (1969). A Ladder of Citizen Participation, Boston. *American Institute of Planners* 35(4):216-224.
- Arts B.V.T., J. (2006). Political modernisation. In: Arts B.L., P. (eds) (editor). *Institutional dynamics in environmental governance Environment & Policy*. Dordrecht: Springer. p 21-43.
- Ash N.B., H.; Brown, C.; Garcia, K., Henrichs, T.; Lucas, N.; Raudsepp-Hearne, R.; Simpson, D.; Scholes, R.; Tomich, T., Vira, B., Zurek, M. (Eds). (2010). *Ecosystems and Human Wellbeing - A Manual for Assessment Practitioners*. Washington D.C.: Island Press.
- Ayres I.B., J. (1992). Responsive regulation. *Transcending the deregulation debate*. Oxford socio-legal studies. Oxford: Oxford University Press. 205 p.
- Ayres I.B., J. (1992). Responsive regulation. *Transcending the deregulation debate*. Oxford socio-legal studies. Oxford: Oxford University Press. 205 p.
- Baldwin R.C., M. (1999). *Understanding regulation. Theory, Strategy and Practice*. Oxford: Oxford University Press. 363 p.
- Barthel S.F., C., Colding, J. (2010). Social-ecological memory in urban gardens—retaining the capacity for management of ecosystem services. *Global Environmental Change* 20:255-265.
- Bas A. (2014). Assessing forest governance from a 'Triple G' perspective: Government, governance, governmentality. This article belongs to the Special Issue: Assessing Forest Governance. *Forest Policy and Economics*(0).
- Batie S.S. (2008). Wicked problems and applied economics. *American Journal of Applied Economics* 90(5):1176-1191.
- Bennett E.M., Peterson G.D., Gordon L.J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *ECOLOGY LETTERS* 12(12):1394-1404.
- Berkes F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 90(5):1692-1702.
- Berkes F. (2012). Implementing ecosystem-based management: evolution or revolution? *FISH AND FISHERIES* 13(4):465-476.
- Berkes F.A., D., Doubleday, N. (2007). Synthesis: adapting, innovating, evolving. In: Armitage D.B., F.; Doubleday, N. (editor). *Adaptive co-management*. Vancouver: University of British Columbia Press. p 308-327.
- Biber E. (2013). *ADAPTIVE MANAGEMENT AND THE FUTURE OF ENVIRONMENTAL LAW*. Akron Law

Review 46(4):933-962.

Bixler R.D., Floyd M.F. (1997). Nature is scary, disgusting, and uncomfortable. *ENVIRONMENT AND BEHAVIOR* 29(4):443-467.

Björn N. (2014). Social-ecological memory as a source of general and specified resilience. *Ecology and Society* 19(2):47.

Booth A., Halseth G. (2011). Why the public thinks natural resources public participation processes fail: A case study of British Columbia communities. *Land Use Policy* 28(4):898-906.

Carl F. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16(3):253-267.

Carlsson L., Berkes F. (2005). Co-management: concepts and methodological implications. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 75(1):65-76.

Carpenter S., Walker B., Anderies J.M., Abel N. (2001). From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *ECOSYSTEMS* 4(8):765-781.

Cash D.W., Adger W.N., Berkes F., Garden P., Lebel L., Olsson P., Pritchard L., Young O. (2006). Scale and cross-scale dynamics: Governance and information in a multilevel world. *ECOLOGY AND SOCIETY* 11(2).

Cash D.W., Clark W.C., Alcock F., Dickson N.M., Eckley N., Guston D.H., Jager J., Mitchell R.B. (2003). Knowledge systems for sustainable development. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA* 100(14):8086-8091.

chambers W.B.d.S., I.; Lohan, D. (2005). Typology of Responses. *Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses: Findings of the Responses Working Group*. 3:37.

Chan K.M.A., Guerry A.D., Balvanera P., Klain S., Satterfield T., Basurto X., Bostrom A., Chuenpagdee R., Gould R., Halpern B.S. *et al.* (2012). Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *Bioscience* 62(8):744-756.

Ciriacy-Wantrup S.V. (1952). *Resource conservation: economics and politics*. Berkely, California, USA: University of California Press.

CIW. (2005). *De eerste waterbeleidsnota*. Brussel: Commissie Integraal Waterbeleid. 42 p.

Clark W.C. (1987). Scale relationships in the interactions of climate, ecosystems, and societies. In: Land K.C.S., S.H. (editor). *Forecasting in the social and natural sciences*. Dordrecht, The Netherlands: Reidel. p 337-378.

Constanza R.L., S. (2014). Ecosystem Services and Environmental Governance: Comparing China and the U.S. *Asia & the Pacific Policy Studies* 1(1):160-170.

Cook B.R., Spray C.J. (2012). Ecosystem services and integrated water resource management: Different paths to the same end? *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 109:93-100.

Cosens B.A. (2013). Legitimacy, Adaptation, and Resilience in Ecosystem Management. *ECOLOGY AND SOCIETY* 18(1).

Costanza R., Andrade F., Antunes P., van den Belt M., Boersma D., Boesch D.F., Catarino F., Hanna S., Limburg K., Low B. *et al.* (1998). Principles for sustainable governance of the oceans. *SCIENCE* 281(5374):198-199.

Costanza R., Daly H.E. (1992). NATURAL CAPITAL AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT. *CONSERVATION BIOLOGY* 6(1):37-46.

Crabbé A. (2008). *Integraal waterbeleid in Vlaanderen: van fluïde naar solide*. Doctoraat. Antwerpen: Universiteit Antwerpen. 278 p.

Craig R.K.R., J.B. (2014). Designing administrative law review. *Vanderbilt Law Review* 67(1):1-87.

Daniel A.D. (2013). Public Participation and Institutional Fit: A Social-Psychological Perspective. *Ecology and Society* 18(4):40.

Darren S. (1997). Self-Regulation Versus Command and Control? Beyond False Dichotomies. *Law &*

Policy 19(4):529–559, Darren Sinclair.

De Caro D.A.S., M.K. (2013). Public participation and institutional fit: a social-psychological perspective. *ECOLOGY AND SOCIETY* 18(4):40.

De Fries R.S.F., J.A.; Asner, G.P. (2004). Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:249-257.

de Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol Complex* 7(SI):260-272.

De Krom M.V., V.; Dessein, J.; Van Huylenbroeck, G. (2012). Organisatievormen bij het valoriseren van dienstverlenende activiteiten. In: G. V.V.D.K.M.M.E.V.G.P.D.J.V.H. (editor). *Strategieën en instrumenten voor de vergoeding van publieke diensten van landbouw Eindrapport project IWT Landbouwonderzoek*. p 64-109.

Dietz T., Ostrom E., Stern P.C. (2003). The struggle to govern the commons. *SCIENCE* 302(5652).

Edelenbos J.M., R.A.H. (2001). *Lokale interactieve beleidsvorming*. Utrecht: Lemma B.V.

Ernstson H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape Urban Plan* 109(SI):7-17.

Ernstson H., Sorlin S. (2009). Weaving protective stories: connective practices to articulate holistic values in the Stockholm National Urban Park. *ENVIRONMENT AND PLANNING A* 41(6):1460-1479.

Ernstson H., Sorlin S. (2013). Ecosystem services as technology of globalization: On articulating values in urban nature. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 86:274-284.

Everard M. (2012). Why does 'good ecological status' matter? *Water Environment Journal* 26(2):164-174.

Fabricius C., Folke C., Cundill G., Schultz L. (2007). Powerless spectators, coping actors, and adaptive co-managers: a synthesis of the role of communities in ecosystem management. *ECOLOGY AND SOCIETY* 12(1).

Farley J. (2008). The Role of Prices in Conserving Critical Natural Capital. *CONSERVATION BIOLOGY* 22(6):1399-1408.

Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K. *et al.* (2005). Global consequences of land use. *SCIENCE* 309(5734):570-574.

Folke C. (2006). Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16:253-267.

Folke C., Carpenter S., Elmqvist T., Gunderson L., Holling C.S., Walker B. (2002). Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO* 31(5):437-440.

Folke C.; Hahn T.O., P.; Norberg, J. (2005). Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30:441-473.

Gibson C.C., Ostrom E., Ahn T.K. (2000). The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 32(2):217-239.

Gregory R., Ohlson D., Arvai J. (2006). Deconstructing adaptive management: Criteria for applications to environmental management. *ECOLOGICAL APPLICATIONS* 16(6):2411-2425.

Gunderson L., Light S.S. (2006). Adaptive management and adaptive governance in the Everglades ecosystem. *POLICY SCIENCES* 39(4):323-334.

Gunningham N.G., P. (1998). *Smart regulation. Designing environmental policy*. Oxford Legal studies. New York: Oxford University Press. 494 p.

Gunningham N.S., D. (1999). *Designing smart regulation*.

- Hahn R.W., Stavins R.N. (1991). INCENTIVE-BASED ENVIRONMENTAL-REGULATION - A NEW ERA FROM AN OLD IDEA. *ECOLOGY LAW QUARTERLY* 18(1):1-42.
- Hanley N., Kirkpatrick H., Simpson I., Oglethorpe D. (1998). Principles for the provision of public goods from agriculture: Modeling moorland conservation in Scotland. *LAND ECONOMICS* 74(1):102-113.
- Hein L., van Koppen K., de Groot R.S., van Ierland E.C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 57(2):209-228.
- Herrick J.E., Lessard V.C., Spaeth K.E., Shaver P.L., Dayton R.S., Pyke D.A., Jolley L., Goebel J.J. (2010). National ecosystem assessments supported by scientific and local knowledge. *FRONTIERS IN ECOLOGY AND THE ENVIRONMENT* 8(8):403-408.
- Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecosystems. *Annual Review of Ecological Systems* 4:1-23.
- Holling C.S. (1986). The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In: Clark W.C.M., R.E. (editor). *Sustainable development of the biosphere*. Cambridge, UK: International Institute for Applied Systems Analysis. p 292-316.
- Howlett M., Rayner J. (2004). (Not so) "Smart regulation"? Canadian shellfish aquaculture policy and the evolution of instrument choice for industrial development. *MARINE POLICY* 28(2):171-184.
- Howlett M.R., M. (2003). *Studying public policy. Policy cycles and policy subsystems*. Canada: OUP.
- Huitema D., Mostert E., Egas W., Moellenkamp S., Pahl-Wostl C., Yalcin R. (2009). Adaptive Water Governance: Assessing the Institutional Prescriptions of Adaptive (Co-)Management from a Governance Perspective and Defining a Research Agenda. *ECOLOGY AND SOCIETY* 14(1).
- Hupe P. (2007). *Overheidsbeleid als politiek. Over de grondslagen van beleid*. Assen: Koninklijke Van Gorcum. 315 p.
- Huyse L. (2002). *Gullivers problemen. Essay over de toekomst van de politiek*. Forum 21, Essays voor morgen. Leuven: Van Halewijck.
- ILO. (2000). *Public participation in forestry in Europe and North America: Report of the team of specialists on participation in forestry*. Report. WP 163, FAO/ECE/ILO Joint Committee Team. Geneva Switzerland: International Labour Office.
- Innes J.E., Booher D.E. (1999). Metropolitan development as a complex system: A new approach to sustainability. *ECONOMIC DEVELOPMENT QUARTERLY* 13(2):141-156.
- Innes J.E.B., D.E. (2000). Indicators for Sustainable Communities: A Strategy Building on Complexity Theory and Distributed Intelligence. *Planning theory & practice* 1(2):173-186.
- Jacobs S.B., B., Van Daele, T.; Staes, J.; Schneiders, A. (2014). "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecol Modell* 295:21-30.
- Jacobs S.K., H.; Vrebos, D.; Beauchard, O., Villa, F.F.; Meire, P. (2013). *Ecosystem Service Assessments: science or pragmatism?* In: Jacobs S.D., N., Keune, H. (editor). *Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices*. New York: Elsevier. p 157-165.
- Jansson A.M.H., M.; Folke, C.; Costanza, R. (1994). *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*. Washington D.C.: Island Press.
- Jax K., Barton D.N., Chan K.M.A., de Groot R., Doyle U., Eser U., Goerg C., Gomez-Baggethun E., Griewald Y., Haber W. *et al.* (2013). Ecosystem services and ethics. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 93:260-268.
- Kates R.W.C., W.C.; Corell, R.; Hall, M.J.; Jaeger, C.C.; Lowe I.; McCarthy, J.J.; Schellnhuber, H.J.; Bolin, B.; Dickson, N.M.; Faucheux, S.; Gallopin; G.C.; Gruebler, A.; Jäger; J., Jodha, N.S.; Kasperson, R.E.; Mabogunje, A.; Matson, P.; Mooney, H.; Moore III, B.; O'Riordan, T.; Svedin, U. (2001). Sustainability science. *Science* 292:641-642.
- Kettl D.F. (2000). The transformation of governance: Globalization, devolution, and the role of government. *PUBLIC ADMINISTRATION REVIEW* 60(6):488-497.

- Kosoy N., Corbera E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 69(6):1228-1236.
- Kreuter M.W., De Rosa C., Howze E.H., Baldwin G.T. (2004). Understanding wicked problems: A key to advancing environmental health promotion. *HEALTH EDUCATION & BEHAVIOR* 31(4):441-454.
- Lebel L.G., P.; Imamura, M. (2005). The Politics of Scale, Position, and Place in the Governance of Water Resources in the Mekong Region. *ECOLOGY AND SOCIETY* 10(2):279-297.
- Leroy P.L., I. (2006). Beleidswetenschappelijk onderzoek naar het Vlaamse milieubeleid. In: Leroy P.L., I. (editor). *Vlaams milieubeleid in staat van/tot vernieuwing*. Brugge: Vandendbroele. p 13-34.
- Levin K., Cashore B., Bernstein S., Auld G. (2012). Overcoming the tragedy of super wicked problems: constraining our future selves to ameliorate global climate change. *POLICY SCIENCES* 45(2):123-152.
- Low B.O., E.; Simon, C.; Wilson, J. (2003). Redundancy and diversity: do they influence optimal management? In: Berkes F.C., J.; Folke, C. (editor). *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. p 83-114.
- Mark E. (2012). Why does 'good ecological status' matter? *Water and Environment Journal* 26(2):165-174, Mark Everard.
- Martin-Lopez B.G.-B., E.; Garcia-Llorente, M.; Montes, M. (2013). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 37:220-228.
- Matzdorf B., Meyer C. (2014). The relevance of the ecosystem services framework for developed countries' environmental policies: A comparative case study of the US and EU. *Land Use Policy* 38:509-521.
- Mauerhofer V., Hubacek K., Coleby A. (2013). From Polluter Pays to Provider Gets: Distribution of Rights and Costs under Payments for Ecosystem Services. *ECOLOGY AND SOCIETY* 18(4).
- McIntosh R.J. (2000). Social memory in Mande. In: McIntosh R.J.T., J.A.; McIntosh, S.K. (editor). *The way the wind blows: climate, history, and human action*. New York, USA: Columbia University Press. p 141-180.
- MEA. (2005). Millenium ecosystem assessment. In *ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. Washington DC: World Resource Institute.
- Merlo M., Briaies E.R. (2000). Public goods and externalities linked to Mediterranean forests: economic nature and policy. *Land Use Policy* 17(3):197-208.
- Meyer W.B., K. (2004). Network Failures - How realistic is durable cooperation in global governance? In: Klaus J.B., M.; Wiczorek, A. (editor). *Governance for industrial transformation Proceedings of the 2003 Berlin Conference on the human dimension of global environmental change*. Berlin: Environmental Policy Group. p 31-51.
- Muller F., Groot de R.S., Willemen L. (2010). Ecosystem Services at the Landscape Scale: the Need for Integrative Approaches. *Landscape Online*.
- Ney S. (2006). Messy issues, policy conflict and the differentiated policy: analysing contemporary policy responses to complex, uncertain and transversal policy problems. PhD.
- Nykvist B.v.H., J. (2014). Social-ecological memory as a source of general and specified resilience. *ECOLOGY AND SOCIETY* 19(2):47.
- Olsson P., Folke C., Berkes F. (2004). Adaptive comanagement for building resilience in social-ecological systems. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 34(1):75-90.
- Orts E.W. (1995). Reflexive environmental law. *NORTHWESTERN UNIVERSITY LAW REVIEW* 89(4):1227-1340.
- Ostrom E. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. New York, NY: Cambridge University Press.

- Ostrom E. (1996). Crossing the great divide: Coproduction, synergy, and development. *WORLD DEVELOPMENT* 24(6):1073-1087.
- Peterson G.D., Cumming G.S., Carpenter S.R. (2003). Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *CONSERVATION BIOLOGY* 17(2):358-366.
- Pretty J., Ward H. (2001). Social capital and the environment. *WORLD DEVELOPMENT* 29(2):209-227.
- Robards M.D., Schoon M.L., Meek C.L., Engle N.L. (2011). The importance of social drivers in the resilient provision of ecosystem services. *GLOBAL ENVIRONMENTAL CHANGE-HUMAN AND POLICY DIMENSIONS* 21(SI):522-529.
- Robert C., Shuang L. (2014). Ecosystem Services and Environmental Governance: Comparing China and the U.S. *Asia & the Pacific Policy Studies* 1(1):160-170, Robert Costanza and Shuang Liu.
- Rodriguez J.P., Beard T.D., Jr., Bennett E.M., Cumming G.S., Cork S.J., Agard J., Dobson A.P., Peterson G.D. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *ECOLOGY AND SOCIETY* 11(1).
- Rodríguez J.P.B., T.D. Jr; Agard, J.; Bennett, E.M.; Cork, S.; Cumming, G.S.; Deane, D.; Dobson, A.P.; Lodge, D.M.; Mutale, M.; Nelson, G.C.; Peterson, G.D.; Ribeiro, T. (2005). Interactions among ecosystem services. In: Carpenter S.R., Pingali, P.L.; Bennett, E.M.; Zurek, M.B. (editor). *Ecosystems and human well-being: scenarios Volume 2 Findings of the Scenarios Working Group, Millennium Ecosystem Assessment*. Washington D.C., USA: Island Press. p 431-448.
- Sabatier P., Jenkins-Smith, H. (1993). The advocacy coalition framework: an assessment, revisions, and implications for scholars and practitioners. In: Sabatier P.J.-S., H. (editor). *Policy change and learning, an advocacy coalition approach, theories of the policy process*. Boulder, Colorado: Westview Press. p 211-235.
- Sabatier P., Jenkins-Smith, H. (1999). The advocacy coalition framework: an assessment. In: Sabatier P. (editor). *Theories of the policy process*. Boulder, Colorado: Westview Press. p 117-166.
- Sander J., Benjamin B., Toon V.D., Jan S., Anik S. (2015). 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecol Model*(0):21-30.
- Sander J., Hans K., Dirk V., Olivier B., Ferdinando V., Patrick M. (2013). Chapter 14 Ecosystem Service Assessments Science or Pragmatism? *Ecosystem Services Global Issues*(0):157-165.
- Scheffer M., Westley F., Brock W. (2003). Slow response of societies to new problems: Causes and costs. *ECOSYSTEMS* 6(5):493-502.
- Scheffer M.C., S.; Foley, J.A.; Folke, C.; Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591-596.
- Schneiders A.V.D., T.; Van Landuyt, W.; Van Reeth, W. (2012). Biodiversity and ecosystem services: complementary approaches for ecosystem management? *Ecological Indicators* 21:123-133.
- Shapin S. (1995). Here and everywhere: sociology of scientific knowledge. *Annual Review of Sociology* 21:289-321.
- Sinclair D. (1997). Self-regulation versus command and control? Beyond false dichotomies. *Law and Policy* 19(4):529-559.
- Sörlin S. (1998). Monument and memory: landscape imagery and the articulation of territory. *Worldviews: environment, culture and religion* 2:269-279.
- Stephan B., Carl F., Johan C. (2010). Social-ecological memory in urban gardens—Retaining the capacity for management of ecosystem services. *Global Environmental Change* 20(2):255-265.
- Stovall J. (2012). *Stand Dynamics: Disturbances*.
- Stringer L.C.D., A.J.; Fraser, E.; Hubacek, K.; Prell, C.; Reed, M.S. (2006). Unpacking "Participation" in the Adaptive Management of Social-ecological Systems: a Critical Review.

11(2):719-740.

Temorshuizen J.W., Opdam, P. (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecol* 24:1037-1052, 1010.1007/s10980-10008-19314-10988.

Termeer C.J.A.M., Dewulf A., van Lieshout M. (2010). Disentangling Scale Approaches in Governance Research: Comparing Monocentric, Multilevel, and Adaptive Governance. *ECOLOGY AND SOCIETY* 15(4).

Troy A., Wilson M.A. (2006). Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 60(2):435-449.

Van Hecken G., Bastaensen, J. (2010). Payments for ecosystem services: justified or not ? A political view. *Environment Science & Policy* 13:785-792.

Van Herzele A. (1979). Het kapverbod. Werk van einde studiën voorgedragen tot het behalen van de graad van landbouwingenieur. Gent: Rijksuniversiteit Gent.

Van Hoorick G. (2000). Juridische aspecten van het natuurbewoud en de landschapszorg. Antwerpen-Groningen: Intersentia.

Vira B.E., L.C.; Fortnam, M.; Wilks, S. (2011). Response Options. The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. Cambridge: UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC.

Vlachopoulou M., Coughlin D., Forrow D., Kirk S., Logan P., Voulvoulis N. (2014). The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 470:684-694.

VMM. (2011). Al 20 voor het milieu van morgen. Kroniek van de Vlaamse Milieumaatschappij 1991-2011: Vlaamse Milieumaatschappij.

Waldrop M.M., Daniel S. (1992). Complexity: The emerging science at the edge of order and chaos. *Physics Today - PHYS TODAY* 45(12).

Walker B.C., S.; Anderies, J., Abel, N.; Cumming, G.; Janssen, M.; Lebel, L.; Norberg, J.; Peterson, G.D.; Pritchard, R. (2002). Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6(1):14.

Walker B.H.S., D. (2006). Resilience thinking: sustaining ecosystems and people in a changing world. Washington D.C.: Island Press.

Walkerden G. (2006). Adaptive management planning projects as conflict resolution processes. *ECOLOGY AND SOCIETY* 11(1).

Wauters E. (2010). The use of social psychology for improving the adoption of conservation practices. Soil conservation in Belgium. PhD dissertation. Leuven: Arenberg Doctoral School of Science, Engineering & Technology. 261 p.

Westley F. (1995). Governing design: the management of social systems and ecosystems management. In: Gunderson L., Holling, C.S., Light, S (editor). *Barriers and Bridges to the Renewal of Ecosystems and Institutions*. New York: Columbia University Press. p 391-427.

Young O. (2003). The institutional dimensions of environmental change: fit, interplay, and scale. Cambridge, Massachusetts, USA: MIT Press.

Young O. (2006). Vertical interplay among scale-dependent environmental and resource regimes. *ECOLOGY AND SOCIETY* 11(1).

Young O. (2006). Vertical interplay among scale-dependent resource regimes. *ECOLOGY AND SOCIETY* 11(1):27.