

Rekenregels natuurcompensatie

Een korte literatuurstudie en brainstorm naar methodieken voor ecologische en financiële rekenregels bij natuurcompensatie EHS.

Auteurs: Mirjam Broekmeyer, Rob Bugter (Alterra-WUR) en Astrid van Teeffelen (WU-WUR)

Augustus/september 2011

HD-nummer: HD3363

BAPS nummer: BO-11-011.01-000

Project nummer: 5238819-01

Leeswijzer

De resultaten van deze HDV zijn gepresenteerd in 3 hoofdstukken.

- Hoofdstuk 1 gaat in op de vraagstelling van de HDV, het principe van compensatie en de huidige compensatievereisten van de EHS.
- In hoofdstuk 2 hebben we de resultaten van de bestudeerde rapporten en artikelen samengevat. We gaan daarbij in op de compensatievereisten om natuurverlies en natuurwinst te beschrijven, op rekenregels voor het bepalen van geen netto verlies en op rekenregels om natuurwaarden te moneteriseren. Dit hoofdstuk besluit met een overzicht van de voor- en nadelen van het 1-op-1 beginsel en het tijdigheidsbeginsel.
- Hoofdstuk 3 bevat een overzicht van de meeste door ons bestudeerde rapporten en artikelen. Deze gegevens zijn gebruikt in de samenvattende analyse in hoofdstuk 2. Hoofdstuk 3 bevat de 'werkteksten' van de drie onderzoekers, en is verder niet uitgewerkt of geredigeerd. Daarvoor ontbrak ons de tijd.

1. Inleiding

1.1. Achtergrond

Op 4 augustus 2011 kwam bij Alterra een Helpdeskvraag binnen over rekenregels bij natuurcompensatie. De vraag was om te achterhalen welke methoden er zijn om rekenregels bij natuurcompensatie af te leiden en de voor- en nadelen van bestaande methoden in beeld te brengen. Het gaat daarbij om zowel ecologische rekenregels als financiële rekenregels. De vervolgvraag luidt wat de kosten zijn om een of meer methodieken uit te werken tot hanteerbare rekenregels bij compensatie van de EHS.

De aanleiding voor de vraag komt voort uit de Nederlandse praktijk van compensatie. Zowel in theorie (hanteerbare regelgeving) als praktijk (uitvoering en uiteindelijk resultaat) blijkt compensatie problematisch. In de Nederlandse praktijk blijkt compensatie daarom vaak niet adequaat of zelfs helemaal niet uitgevoerd te worden. Hiervoor zijn diverse, vaak complexe, verklaringen mogelijk (zie resultaten vorige helpdeskvraag "Natuurcompensatie in Nederland: een korte literatuurstudie naar kansen en knelpunten bij natuurcompensatie). Eén verklaring is dat de regelgeving, mede door zijn ingewikkelde karakter, als een remmende of vertragende factor bij ruimtelijke ontwikkelingen wordt ervaren.

Een mogelijke oplossing voor dit probleem is vereenvoudiging van de regelgeving. Voor de EHS compensatieregeling wil men daarom het nabijheidsbeginsel en het 1-op-1 beginsel schrappen. Ook werkt men aan een systeem om vraag en aanbod van compensatiegronden beter bij elkaar te brengen. Uitgangspunt bij compensatie blijft evenwel "geen netto verlies aan natuurwaarden".

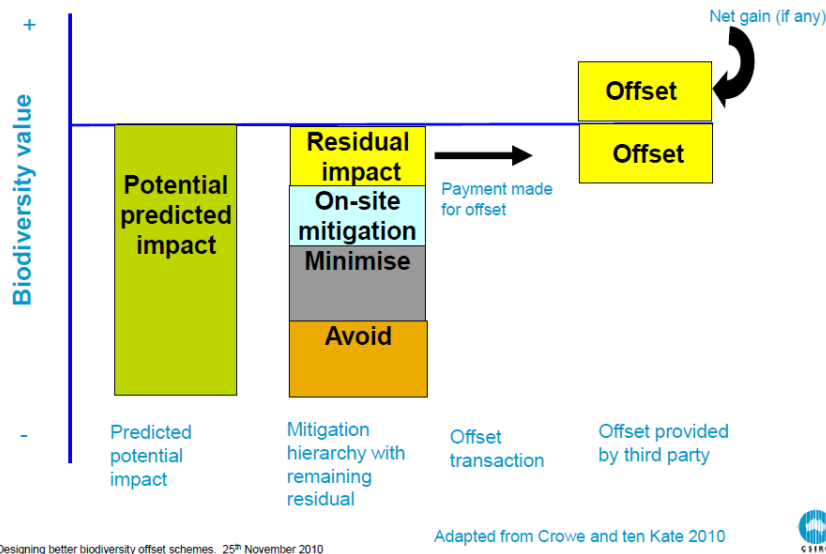
Het loslaten van de beginselen en het opzetten van een vraag-en-aanbod systeem vragen om rekenregels: regels om winst en verlies van natuurwaarden te *kenmerken* en *waarderen* in een *gemeenschappelijke eenheid*, zodat vastgesteld kan worden wanneer er sprake is van 'geen netto verlies'. Bij 1-op-1 compensatie kan simpel gerekend worden in de eenheid die verloren gaat (bijvoorbeeld habitat of aantal individuen van een bepaalde soort), maar dan zijn er regels nodig om te bepalen hoeveel compensatie op welke locatie nodig is. Een stap verder gaat het uitdrukken van zowel de verloren natuurwaarde als de compensatie in een algemeen verrekenbare eenheid (zoals *geld* maar ook bijvoorbeeld een *gelijke waardering* door belanghebbenden), waardoor het vaststellen van 'geen nettoverlies' op basis van compensatie in ongelijksoortige (natuur)waarden mogelijk wordt.

In dit rapport wordt een quick scan van de op dit gebied beschikbare informatie gepresenteerd.

1.2. Compensatie: wat is het?

De plicht om onvermijdbare verliezen aan natuurwaarden ten gevolge van ingrepen te compenseren is tegenwoordig vrij algemeen opgenomen in internationale en nationale wet- en regelgeving. In de Engelstalige literatuur heet compensatie 'offset'. Uitgangspunt is daarbij altijd de ook in Nederland gehanteerde mitigatiehiërarchie: voorkomen- minimaliseren- mitigeren -compenseren, zie figuur 1.

Compensatie is dus een laatste stap in het proces, uitdrukkelijk nadat de voorgaande stappen zijn gezet en er desondanks nog negatieve effecten blijven bestaan. McKenney & Kiesecker (2010) stellen overigens: "A key-challenge for future application of offsets will be establishing a clear and defensible process for determining when offsets are an appropriate tool in conformance with the mitigation hierarchy, and when offsets should be rejected in favour of more intensive efforts at steps higher up in the mitigation hierarchy (avoid and minimize)".



Figuur 1. Compensatie-hiërarchie. De compensatievereiste of 'offset' wordt bepaald door het netto verlies van natuurwaarden bij voorspeld effect, nadat eerst de andere drie stappen zijn gezet.

Veel natuurcompensatieregelingen komen voort uit wettelijke verplichtingen. Ondanks dit gelijke kader kunnen de nuances in doelstelling en de eisen aan compensatie toch van elkaar verschillen.

Als voorbeeld: Binnen de EHS-compensatie gaat het om natuurwaarden uitgedrukt in natuurdoeltypen en doelsoorten; daarvoor mag geen netto verlies aan waarden optreden. Binnen de Natura 2000-compensatie gaat het om het behouden van de ruimtelijke samenhang van het N2000-netwerk, afgemeten aan de gunstige staat van instandhouding van in lijsten vastgelegde soorten en habitattypen. In Duitsland is natuurcompensatie ook van toepassing op 'lichtgroene' natuur en landschapswaarden, en niet alleen op de wettelijke of beleidsmatige beschermde natuurgebieden.

Duidelijk mag zijn dat elke natuurcompensatieregeling een bepaald doel nastreeft, en dat dit doel (behoud groen; behoud biodiversiteit, behoud ecosystemen) bepaalt met welke natuuraspecten men rekening houdt en hoe men die aspecten waardeert. Daarnaast vindt vrijwillige biodiversiteitscompensatie meer en meer gehoor bij bedrijven in het kader van duurzaam ondernemen. Zie hiervoor het door het Rijk geïnitieerde BioCom project, dat bijdraagt aan plannen en richtlijnen voor bedrijven waarvan de activiteiten indirect hun weerslag hebben op de wereldwijde biodiversiteit (De Bie & van Schaick, 2011).

1.3. Compensatievereisten EHS

Deze paragraaf is vrijwel geheel gebaseerd op de Spelregels EHS

Het doel van de EHS is het duurzaam behouden van ecosystemen die in nationaal of zelfs internationaal opzicht belangrijk zijn. Het instrument daarvoor is een samenhangend netwerk van gebieden, waarin deze ecosystemen behouden kunnen blijven. Er zijn drie belangrijke wetenschappelijke inzichten die ten grondslag liggen aan het EHS-concept:

1. De metapopulatietheorie: duurzaam behoud van soorten en ecosystemen in een mozaïeklandschap als het Nederlandse is alleen mogelijk wanneer de verschillende leefgebieden elkaar ondersteunen in een netwerkpopulatie. Daarvoor dient uitwisseling tussen de delen van het netwerk mogelijk te zijn. Daarbij stelt elke soort zijn eigen eisen aan het netwerk ten aanzien van aantal en grootte van kerngebieden en type verbindingen.
2. Ruimte voor natuurlijke processen: bij het duurzaam in stand houden van ecosystemen spelen natuurlijke, landschapsvormende processen een belangrijke rol. Dergelijke processen zijn alleen mogelijk als gebieden voldoende groot zijn.
3. Weren van negatieve invloeden van buitenaf: voor duurzaam behoud van leefgebieden is niet alleen goed beheer of voldoende oppervlak voor natuurlijke processen van belang, maar ook het tegengaan van effecten vanuit de ver-thema's. Grote, aaneengesloten gebieden hebben relatief weinig randlengte en zijn daarom beter bestand tegen deze negatieve invloeden dan kleine gebieden.

Deze uitgangspunten zijn belangrijk om in gedachten te houden bij het vaststellen van compensatie.

Het EHS compensatie-beginsel is juridisch verankerd in het SGR (1995), later in de Nota Ruimte (2006) en uitgewerkt als beleidskader in vorm van de Spelregels EHS (LNV, 2007). Uitgangspunt en de belangrijkste inhoudelijke vereiste bij compensatie is:

1. *Géén netto verlies aan wezenlijke kenmerken en waarden van het betreffende gebied in termen van areaal, kwaliteit en samenhang.*

Deze formulering van het compensatiebeginsel uit de Spelregels is evenwel anders dan de formulering uit de Nota Ruimte: in de spelregels is extra toegevoegd “van het betreffende gebied”. Er is geen eenduidige definitie wat in dit geval als ‘het gebied’ kan worden beschouwd (zie ook voor en nadelen loslaten nabijheidsbeginsel). De Nota Ruimte geeft beperkt antwoord op de vraag wat het Rijk precies bedoelt met de term ‘wezenlijke kenmerken en waarden’ (wkw)¹. De wezenlijke kenmerken en waarden zijn de actuele en potentiële waarden, gebaseerd op de natuurdoelen voor het gebied. In de Spelregels EHS wordt aangegeven dat de beheertypen van de Index Natuur & Landschap (de basis voor de subsidieverlening SNL) de praktische invulling geven aan het begrip ‘wezenlijke kenmerken en waarden’. Deze beheertypen geven alleen invulling aan de ecologische waarden die de Nota Ruimte noemt.

In de Spelregels EHS zijn ook de overige inhoudelijke vereisten aan compensatie uitgewerkt:

2. Fysieke compensatie dient plaats te vinden aansluitend of nabij het aangetaste gebied.
3. De compensatie kan niet worden aangewend om regulier beleid, d.w.z. vastgestelde beleidsdoelen (zoals bijvoorbeeld natuurontwikkeling EHS) al dan niet versneld te realiseren.
4. In het vervangend areaal dient een basisinrichting te worden gerealiseerd, waarbij de verloren gegane waarden weer kunnen worden ontwikkeld, c.q. zich kunnen ontwikkelen; voor bos betekent dit met name de aanplant van jonge bomen.
5. Om in geval van compensatie de samenhang in de EHS te waarborgen en dezelfde ecologische kwaliteit te realiseren kan het nodig zijn het areaal dat verloren gaat te compenseren met een groter areaal.
6. Voor het kwaliteitsverlies van de bestaande natuurwaarden gedurende de ontwikkelingsperiode van het vervangende gebied wordt een toeslag op de fysieke compensatie berekend, zowel in oppervlak, als in extra budget om de extra kosten tijdens de beginjaren van omvormingsbeheer te ondervangen. Hiertoe worden vier categorieën onderscheiden:
 - a. Natuur met een ontwikkeltijd van 5 jaar of minder: geen toeslag in oppervlak.
 - b. Tussen 5 en 25 jaar te ontwikkelen natuur: toeslag van 1/3 in oppervlak, plus de gekapitaliseerde kosten van het ontwikkelingsbeheer.
 - c. Tussen 25 en 100 jaar te ontwikkelen natuur: toeslag van 2/3 in oppervlak, plus de gekapitaliseerde kosten van het ontwikkelingsbeheer.
 - d. Bij een ontwikkelingsduur van meer dan 100 jaar, is er een grote onzekerheid over het weer ontwikkelen van de verloren gegane kwaliteit. In die situatie moet van geval tot geval worden bekeken of, en zo ja, hoe de zeldzame kwaliteit weer kan worden geregenereerd.
7. In bijzondere gevallen kan gemotiveerd van bovenstaande richtlijn worden afgeweken.
8. Indien de verloren gegane kwaliteiten niet weer kunnen worden ontwikkeld (bijvoorbeeld vanwege een zeer lange ontwikkelingsduur, of vanwege het ontbreken van geschikte omstandigheden buiten de EHS), dienen kwalitatief gelijkwaardige waarden te worden gerealiseerd.
9. Indien volledige fysieke compensatie binnen de gestelde termijn onmogelijk is, wordt onderzocht of een deel van de benodigde fysieke compensatie wél gerealiseerd kan worden. Voor het overblijvende deel wordt financiële compensatie geboden.
10. Voor watergebieden zal, indien fysieke compensatie (vervangend areaal) niet mogelijk is, compensatie bij voorkeur gezocht worden in het opwaarderen van de natuurkwaliteit of de ecologische samenhang van de rest van het watergebied.

¹ Overigens worden de wkw in de Nota Ruimte breder omschreven dan alleen natuurdoelen. De nota stelt dat het gaat om de bij het gebied behorende natuurdoelen en –kwaliteit geomorfologische en aardkundige waarden en processen, de waterhuishouding, de kwaliteit van bodem, water en lucht, rust, stilte, donkerte en openheid, de landschapsstructuur en de belevingswaarde (VROM, 2006). Ook hieruit is niet eenduidig af te leiden of de wkw’s nu wel of niet beperkt zijn tot de natuurdoelen.

11. Indien mitigerende maatregelen mogelijk zijn (bijvoorbeeld het plaatsen van geluidsschermen bij snelwegen) maar ernstig botsen met ander beleid (bijvoorbeeld ten aanzien van landschap of cultuurhistorie), kan worden overwogen of compensatie de voorkeur verdient boven mitigatie.

Het uitgangspunt van de EHS-compensatie, het netto compenseren in termen van areaal, kwaliteit en samenhang, staat ook bekend als het **1-op-1 beginsel**. De natuur die verloren gaat, moet worden gecompenseerd met hetzelfde type natuur. Het 2^e vereiste, dat compensatie plaats moet vinden aansluitend of nabij het aangetaste gebied, staat bekend als het **nabijheidsbeginsel**. Beide beginselen wil men nu ter discussie stellen. Zoals uit punt 7 en 8 blijkt, kán in bijzondere gevallen worden afgeweken van o.a. het 1-op-1 beginsel. Dan dient echter natuur met “kwalitatief gelijkwaardige waarden” te worden gerealiseerd. In paragraaf 2.4 wordt nader ingegaan op deze gelijkwaardigheid.

1.4. Aanpak en afbakening Helpdeskvraag

In deze quick-scan hebben we op grond van eigen kennis literatuur bijeengezocht. Zie de Literatuurlijst. Gezien de beperkte tijd voor de HDV is deze lijst niet uitputtend. Binnen de door ons bestudeerde bronnen kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- Reviews van compensatieregelingen, zoals REMEDE, McKenney & Kiesecker 2010, Ten Kate et al 2004.
- Specifieke compensatieregelingen, zoals spelregels EHS, de Duitse Flächenpool, Australische Biobanking, Habitat Equivalency Analysis.
- Methodieken voor berekenen (risico's) natuurwaarden en moneteriseren van natuurwaarden, die toegepast (kunnen) worden op compensatievereisten, zoals Moilanen et al, PBL.

Bij het compensatiebeleid kunnen 3 stappen worden onderscheiden:

1. Het bepalen van de compensatievereisten: met welke natuuraspecten van effectgebied en compensatiegebied wordt rekening gehouden? Hoe wordt verlies en winst bepaald?
2. Het waarderen van de natuur: welke rekenregels zijn er om verlies en winst te waarderen? Hoe bepaal je de gelijkwaardigheid van natuur? Wanneer is sprake van geen netto verlies?
3. Het moneteriseren van de natuurwaarden: zijn er financiële rekenregels zijn er om verlies of winst geldelijk uit de drukken?

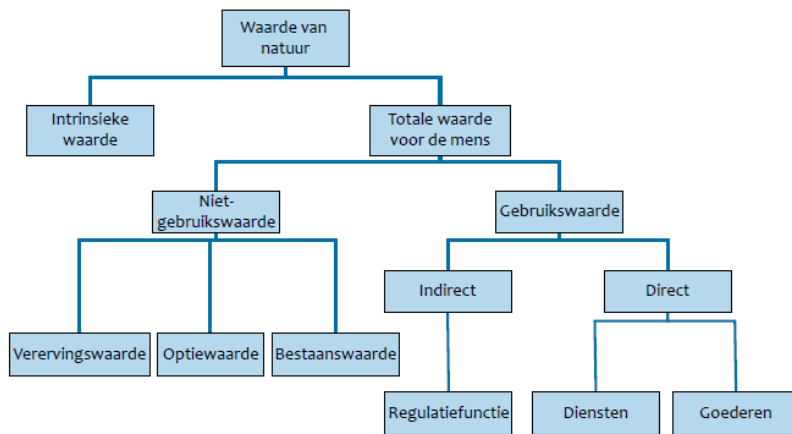
Alle bestudeerde literatuur hebben we getracht te koppelen aan deze stappen, zodat inzichtelijk wordt welke kennis er over welk onderwerp aanwezig is. De resultaten zijn te vinden in hoofdstuk 2.

Tenslotte: Er is zeer veel meer literatuur beschikbaar dan wij in de beschikbare tijd hebben kunnen bestuderen. Bovendien hebben we van de nu door ons bestudeerde literatuur, niet overal een werksamenvatting kunnen maken (deze staan in hoofdstuk 3). We hebben wel de meest bepalende rekenregels voor wettelijke natuurcompensatie in beeld gekregen, maar zeker niet alle varianten en aspecten die een rol spelen bij het bepalen van compensatie generiek. Het is goed mogelijk dat hieruit andere, nieuwe interessante visies en toepassingen voor compensatie EHS kunnen worden afgeleid.

Een andere opmerking betreft de doelstelling van het EHS-compensatiebeleid. In overleg met EL&I zijn de waarden uit ‘geen netto verlies van waarden’ beperkt tot natuurwaarden. Gezien de complexiteit van de materie is dat in eerste instantie een prima beperking. Echter, naast de intrinsieke waarde van natuur heeft natuur uiteraard ook diverse waarden voor de mens, zie figuur 2. Het meenemen van deze waarden, zal leiden tot andere compensatievereisten en andere waarderingen en rekenregels bij het bepalen van geen netto verlies.

De hoogte van compensatie vaststellen op basis van economische waarden – de gebruiks- en niet-gebruikswaarde - wordt bijvoorbeeld al wel in MKBA's toegepast, en kan behulpzaam zijn bij het vaststellen van compensatieregels. We hebben hier zijdelings aandacht aan besteed.

In deze HDV concentreren we ons op ecologische waarden. Het doel van de EHS is immers behoud van biodiversiteit, en compensatie moet ervoor zorgen dat er geen netto verlies optreedt aan natuur in termen van areaal, kwaliteit en samenhang. Bij gelijkwaardige compensatie wordt dus uitgegaan van de intrinsieke waarde van het ecosysteem. Deze waarde wordt meestal vastgesteld op basis van ecologische rekenregels, maar zou ook kunnen worden bepaald met behulp van economische rekenregels.



Uitsplitsing van de waarde van natuur (Bron: gebaseerd op Ruijgrok et al., 2004).

Figuur 2. Bij compensatie EHS wordt uitgegaan van de intrinsieke waarde van de natuur. De intrinsieke waarde kan met behulp van ecologische of economische rekenregels gewaardeerd worden.

2. Samenvattende conclusies en adviezen

De grote vraag bij het bepalen van de compensatie (de 'offset') is of de nieuwe compensatienatuur gelijkwaardig is aan de verloren gegane natuur. Dit is de fundamentele uitdaging bij het vaststellen van 'geen netto verlies' omdat immers geen 2 hectares natuur ecologisch identiek zijn. De vraag hoe 'no net loss' te bepalen, staat dan ook in diverse reviews centraal (zie voor een overzicht: McKenney & Kiesecker, 2010; Ten Kate et al, 2004). De waardering van een ecosysteem is een complexe aangelegenheid, waarbij van te voren vaststaat dat de waarde van het verlies van 1 hectare wetland nooit exact hetzelfde zal zijn als het 1 ha wetland compensatie. Het terugrekenen van natuurwaarden naar 'credits' of 'trading units' is vanuit ecologisch oogpunt dan ook een risicovol gebeuren en lang niet zo eenvoudig als bijvoorbeeld handelseenheden CO₂. Zie hiervoor Ten Kate (2004). Er zijn evenwel methodieken die op een dergelijke wijze rekenen met 'natuureenheden': zie bijvoorbeeld het Duitse Ökopunkte-systeem of de PBL-methode voor het bepalen van natuurwaarden. Om gelijkwaardigheid te kunnen bepalen, moeten de kenmerken (aspecten/eigenschappen) van de verlies-natuur en winst-natuur bekend zijn. In dit hoofdstuk gaan we in op de compensatievereisten en daaruit voortvloeiende belangrijke beginselen. Vervolgens gaan we in op de waardering van natuur en rekenregels voor het bepalen van gelijkwaardigheid. Kort wordt aandacht besteed aan financiële rekenregels. Tenslotte worden voor- en nadelen van bestaande methodieken voor het bepalen van gelijkwaardigheid samengevat.

2.1. Compensatievereisten

Bij het bepalen van de *verlies-natuur* spelen de volgende aspecten een rol:

- Welke typen natuur gaan verloren?
 - o Hoe zeldzaam is het type?
 - o Neemt het type trendmatig toe of af in oppervlakte?
 - o Wat is het (inter)nationaal belang van het type?
- Met welk oppervlakte?
 - o Welk oppervlak gaat absoluut verloren?
 - o Wat is het relatieve oppervlakte verlies?
 - o Wat is de functie van het gebied binnen het ecologisch netwerk?
- Met welke kwaliteit?
 - o Hoe soortenrijk is het gebied?
 - o Welke betekenis heeft het gebied binnen het ecologisch netwerk?
 - o Hoe compleet ontwikkeld is het gebied?
 - o Hoe verstoord is het gebied?

Bij het bepalen van de *winst-natuur* spelen soms dezelfde ecologische aspecten, soms ook andere praktische aspecten een rol:

- Waar liggen mogelijke compensatiegronden?
 - o Aansluitend aan het ingreepgebied?
 - o Binnen de landschappelijke/hydrologische eenheid van ingreepgebied?
 - o Binnen het ecologisch netwerk van bepalende soorten uit ingreepgebied?
- Wat zijn mogelijkheden om natuur te compenseren op die plek?
 - o Welke abiotische kenmerken hebben deze gronden?
 - o Zijn gronden geschikt voor in-kind compensatie (in kind = compensatie via hetzelfde type natuur als er verloren gaat, het 1-op-1 principe)?
 - o Wat is de ontwikkelingstijd van compensatienatuur?
 - o Op welke termijn kunnen de gronden aangekocht en ingericht worden?
 - o Zijn de gronden bereikbaar voor te compenseren soorten?
 - o Zijn er actuele bedreigingen uit omgeving voor abiotische condities?
- Hoe kan aankoop, inrichting en beheer worden veiliggesteld?
 - o Welke garanties zijn er voor aankoop en inrichting grond?
 - o Wat zijn de kansen op het realiseren van het beoogd natuurdoel?

- Wie wordt eigenaar/beheerder van de grond?
- Wat zijn waarborgen voor in standhouden geschikte abiotische condities, ook op lange termijn?
- Waar komen gelden voor beheer vandaan?

De ecologische aspecten kunnen worden ondergebracht in drie belangrijke beginselen voor compensatie. Hieronder worden deze beginselen toegelicht.

2.2. Compensatiebeginselen

Het 1-op-1 beginsel:

Vrijwel alle compensatieregelingen gaan in principe uit van 'in-kind' compensatie (zie bijvoorbeeld overzicht in McKenney & Kiesecker 2010), in Nederland 1-op-1 compensatie genoemd. In-kind compensatie verwijst naar een compensatie waarbij de nieuwe natuur qua leefgebied, functies, waarden en andere kenmerken gelijkwaardig is aan de verloren gegane natuur. In de praktijk komt dit neer op: minimaal evenveel en van hetzelfde type. Het tegenovergestelde van in-kind compensatie is out-of-kind compensatie, waarbij bijvoorbeeld een heideterrein vervangen wordt door grasland. Het Duitse Ökokonto systeem is hier een voorbeeld van (zie Darbi & Tausch, 2010).

In-kind en out-of-kind zijn niet altijd strikt van elkaar te onderscheiden omdat ze gelden ten opzichte van een te compenseren eenheid (soort, type natuur of hoeveelheid natuur) en (dus) niet noodzakelijkerwijs ten opzichte van alle aspecten van de ingreep. In Commencement Bay in de Verenigde Staten werd vervuiling van diep-water sedimenten bijvoorbeeld gecompenseerd met investeringen in getijdenmoeras, met als uitgangspunt 'geen nettoverlies aan diensten'. Dit kwam neer op het afmeten van compensatie aan wat nodig was voor het op peil houden (1-op-1) van belangrijke soorten. De compensatie vond echter plaats middels investering in andere componenten van het habitat van die beperkte groep soorten, en daardoor out-of-kind voor wat betreft andere aspecten van de vervuilingsschade². Een voorbeeld van een echte out-of-kind compensatie is een soortgelijke vervuilingsszaak in Lower Fox River / Green Bay in de Verenigde Staten (Chapman & LeJeune, 2007). In dit gebied veroorzaakt PCB vervuiling door jarenlange lozing van papier- en pulpfabrieken een achteruitgang van de vis- en vogelstand en als gevolg daarvan aantasting van de waarde voor recreatief vissen en de belevingswaarde. Omdat herstel middels het uitbaggeren van de baai (ter grootte van Luxemburg) niet realistisch was en ook andere mogelijkheden voor compensatie van dezelfde waarden ontbraken, heeft men middels een enquête bepaald wat voor de bevolking een gelijkwaardig alternatief is. In de enquête liet men deelnemers kiezen tussen verschillende alternatieven voor het creëren van extra natuurwaarden en verschillende ambitieniveaus daarin. De compensatie vond hier dus plaats op basis van gelijke waardering (value-to-value) (Chapman & LeJeune, 2007). Bijzondere out-of-kind compensatievormen zijn vormen waarbij geen fysieke natuur wordt gecompenseerd, maar compensatie wordt gevonden in voorlichting, educatie etc. Ook financiële compensatie wanneer geen fysieke compensatie mogelijk is, is in feite een vorm van out-of-kind compensatie.

Het nabijheidsbeginsel:

In alle compensatieregelingen wordt aandacht besteed aan de locatie van het compensatiegebied ten opzichte van het ingreepgebied. Ook bij het kiezen van een locatie speelt de reden van natuurcompensatie een belangrijke rol: als het doel van compensatie is, om te voorzien in gelijkwaardige natuurwaarden, wordt de locatie van compensatie bepaald door geschikte abiotische omstandigheden. Als het doel is behouden van ruimtelijke samenhang, wordt de locatie mede bepaald door de ligging van de locatie binnen het ecologisch netwerk. In de praktijk kunnen evenwel ook overwegingen zoals maatschappelijke acceptatie een belangrijke rol spelen bij het vaststellen van de locatie.

In de literatuur wordt onderscheid gemaakt tussen on-site en off-site compensatie. On-site compensatie betreft compensatie aangrenzend aan of dichtbij het effectgebied. Het verschil tussen on-site en off-site is echter een glijdende schaal en wordt mede bepaald door (alweer) de doelen van compensatie. Als het doel is behoud van het ecologisch netwerk, kan compensatie plaatsvinden binnen het netwerk en toch op ruimte afstand liggen van het effect-gebied.

² Voor N2000 zou dit dus in-kind compensatie voor een doelsoort maar out-of-kind compensatie voor een habitatype zijn.

De Ökokonto regeling (Küpfer, 2008) betreft meestal gemeentelijke ecorekeningen, waardoor compensatie in de meeste gevallen binnen een beperkte straal van de ingreep plaatsvindt. De Landscape Equivalency Analysis (LEA, Bruggeman et al. 2005) houdt rekening met de landschapscontext, waardoor lokale aantasting regionaal gecompenseerd kan worden.

Het tijdigheidsbeginsel:

Bij het bepalen van het tijdstip van compensatie spelen twee aspecten een rol:

1. De relatie tussen het starten van de ingreep en het effect van de ingreep.
2. De ontwikkeltijd van het compensatiegebied.

In de meeste compensatieregelingen speelt het tijdigheidsbeginsel een rol. Het wordt echter op verschillende manieren (direct of indirect) ingevuld.

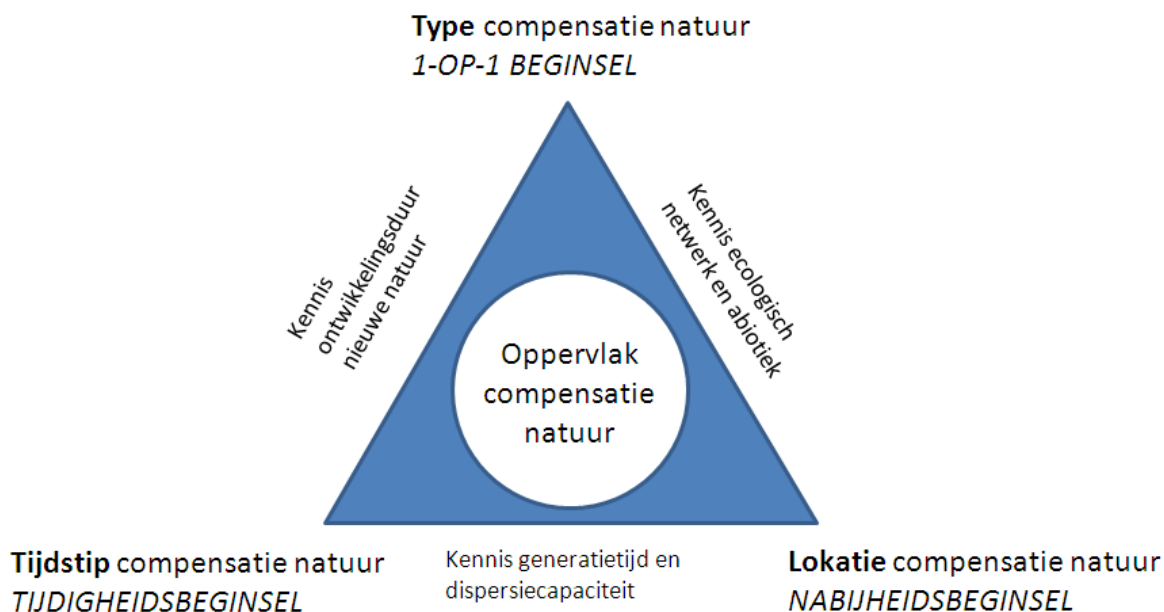
Bij N2000-compensatie moet compensatie vooraf geregeld zijn, dat wil zeggen effectief zijn op het moment dat de negatieve effecten zich voordoen. Wij noemen dit in analogie met de andere beginselen, in-time. Het tegenovergesteld is out-of-time: compensatie die plaatsvindt nadat de negatieve effecten van de ingreep zich voordoen. Centraal bij dit beginsel is dus de ecologische effectiviteit. Bij de EHS-compensatie is het tijdstip van compensatie alleen administratief vastgelegd: *“het tijdstip van het besluit over de ingreep is ook het tijdstip waarop besloten wordt over aard, wijze en tijdstip van mitigatie en compensatie”*. Inhoudelijk eisen aan daadwerkelijk tijdstip compensatie worden hier niet gegeven. Bij de Duitse Ökokonto (ecorekening) regeling moet er vooraf gecompenseerd worden: Er wordt pas een tegoed (in ecopunten) op de rekening bijgeschreven wanneer compensatie is gerealiseerd. Alleen bij een positief saldo mag een ingreep van ten hoogste het saldo aan ecopunten plaatsvinden (Küpfer, 2008).

Bij natuurschade door bijvoorbeeld lozingen of een olieramp vindt compensatie per definitie pas achteraf plaats. Habitat Equivalence Analysis, een methode die in de Verenigde Staten is ontwikkeld is om de compensatie voor dit soort gevallen vast te stellen, bepaalt daarom de hoogte van de compensatie mede aan de hand van de duur van de periode met ‘serviceverlies’.

2.3.Samenhang beginselen

Elk bovenbeschreven beginsel is gebaseerd op gelijkwaardigheid ten aanzien van het eigen aspect. Het 1-op-1 beginsel is gebaseerd op gelijkwaardigheid ten aanzien van het type natuur dat verloren gaat en terug dient te komen. Het nabijheidsbeginsel is gebaseerd op gelijkwaardigheid ten aanzien van de locatie van natuur en dient als doel om een bepaalde hoeveelheid natuur in een bepaald gebied te behouden. Het tijdigheidsbeginsel is gebaseerd op het door de tijd heen minimaal constant houden van een bepaalde hoeveelheid natuur. Hieronder zullen we zien dat er tussen de drie beginselen een sterk verband is.

Vanuit ecologisch perspectief hangen de factoren locatie, tijd en type/hoeveelheid van compensatie nauw samen, zie figuur 2. *Wat je waar doet*, hangt af van de abiotische vereisten en ruimtelijke samenhang van het ecologisch netwerk. *Wat je wanneer doet*, hangt af van de ontwikkelingsduur van de compensatienatuur en het moment van impact van de ingreep. *Wanneer je waar iets doet*, hangt af van de generatietijd en dispersiecapaciteit van de te compenseren soorten. De *hoeveelheid* te compenseren natuur is altijd een resultante van de samenhang tussen type, locatie en tijd.



Figuur 2. Samenhang compensatiebeginselen vanuit ecologisch perspectief, die gezamenlijk bepalen of sprake is van gelijkwaardigheid ofwel geen netto verlies aan natuurwaarden. De hoeveelheid te compenseren natuur is een resultante van de samenhang tussen type, locatie en tijd.

De drie *beginselen* komen er op neer dat aantasting in de tijd, plaats of type van een natuurwaarde door compensatie voor elk van die drie *factoren* teniet gedaan moet worden. De samenhang tussen de factoren zorgt er echter voor dat er een zekere uitruil mogelijk is: consequenties van het loslaten van het nabijheidsbeginsel en/of het tijdigheidsbeginsel kunnen in principe omgerekend worden naar consequenties voor de hoeveelheid natuur voor hetzelfde type. In veel compensatieregelingen is daarvoor een fysieke (oppervlakte) toeslag opgenomen en er zijn verschillende rekenregels voor beschikbaar. Het loslaten van het 1-op-1 beginsel in de betekenis van 'gelijk natuurtype' leidt er echter toe dat de ecologisch grondslag voor het nabijheidsbeginsel en tijdigheidsbeginsel anders wordt of mogelijk geheel wegvalt. Met het niet hoeven compenseren van natuurtype A door natuurtype A vervallen immers ook de bij natuurtype A horende kenmerken zoals de netwerkschaal van kenmerkende soorten van A en de ontwikkelduur van kenmerkende habitattypen van A. Bij het bepalen van gelijkwaardige compensatie gaan dan factoren als het op peil houden van de natuurwaarden van het gebied of het op peil houden van de gebruikswaarde voor mensen een rol spelen. Voor het bepalen van gelijkwaardigheid zijn in dat geval (vaak zeer ingewikkelde) rekenregels nodig.

2.4. Bepalen gelijkwaardigheid

Of sprake is van gelijkwaardige natuur is dus afhankelijk van drie beginselen:

- Van het type natuur: in-kind versus out-of-kind
- Van de locatie van natuur: in-site versus off-site
- Van het tijdstip van effectiviteit van natuur: in-time versus out-of-time

Gelijkwaardigheid is relatief eenvoudig vast te stellen als wordt vastgehouden aan alle drie de beginselen: verlies van 10 hectare blauwgrasland in gebied A wordt gecompenseerd door ontwikkeling van 10 hectare blauwgrasland (1-op-1 beginsel) aansluitend aan gebied A (nabijheidsbeginsel) en de compensatienatuur is aanwezig op het moment dat de negatieve gevolgen van de ingreep zich voordoen (tijdigheidsbeginsel). In theorie is de compensatienatuur dan gelijkwaardig aan de verloren gegane natuur, via compensatie van eenzelfde oppervlak, namelijk 10 hectare.

Zodra één van de beginselen wordt losgelaten, is bij veel regelingen sprake van een toeslag van de fysieke compensatie om toch zoveel mogelijk gelijkwaardige natuur te kunnen realiseren. Zo is binnen het EHS-beleid weliswaar geen sprake van het tijdigheidsbeginsel, maar wordt kwaliteitsverlies van de bestaande

natuurwaarden gedurende de ontwikkelingsperiode wel vertaald in een toeslag van de fysieke compensatie (Spelregels EHS, 2007). In geval van blauwgrasland, met een ontwikkeltijd van tot 25 jaar, krijgt de compensatievereiste voor verlies van 10 hectare een toeslag factor van 1/3 in oppervlakte, dus moet 13,3 ha worden gerealiseerd.

Zo berekent bijvoorbeeld Habitat Equivalence Analysis, een in de Verenigde Staten veel gebruikte methode voor compensatie na natuurschade door bijvoorbeeld een lozing of olielek, standaard de hoeveelheid habitat die extra nodig is om het verlies aan diensten tussen het ontstaan van de schade en het volledig herstel van de levering te compenseren. Deze 'toeslag' is afhankelijk van zowel de grootte van de aantasting als de herstelduur van het aangetaste habitat als de ontwikkelduur van het compensatiehabitat als de mate waarin mensen diensten die verschuiven naar de toekomst afwaarderen.

Voor 16 wetland compensatie projecten in Canada bedroeg de compensatie-eis gemiddeld 6,8:1 (winst:verlies) (Quigley & Harper, 2006). Bij de uitvoering bleek de ratio gemiddeld niet hoger dan 1.5:1, met een netto verlies van waarden tot gevolg (uitgedrukt in habitat productiviteit). Om 'no net loss' te kunnen garanderen bij compensatie achteraf, moet volgens Moilanen et al (2008), rekening gehouden worden met het risico dat natuurherstel niet het verwachte natuurdoel oplevert. Afhankelijk van de mate van onzekerheid in die risico's variëren 'no net loss' garanderende ratio's tussen winst en verlies van 2:1 tot 300:1. Hoe waardevoller het gebied dat aangetast wordt, des te onzekerder is het dat 'geen netto verlies van waarden' optreedt.

In de Amerikaanse equivalence analysis (EA) methodieken Habitat EA, Resource EA en Landscape EA is, evenals bij de EHS, het tijdigheidsbeginsel verwerkt in de berekeningsmethodiek voor de benodigde hoeveelheid compensatie. Value EA is gebaseerd op dezelfde uitgangspunten en zou daarom impliciet rekening moeten houden met tijdigheid. Maar omdat de methode alleen gebruikt wordt in gevallen waarbij in-kind compensatie onmogelijk of – financieel- onhaalbaar is, is het zeer de vraag of dat in voorkomende gevallen ook relevant is. In feite is bij toepassing van deze methode al gebleken dat gelijkwaardige compensatie onhaalbaar is en wordt daarom in plaats daarvan naar de best haalbare oplossing gezocht. HEA, REA en VEA gaan er in principe vanuit dat compensatie vlakbij plaatsvindt, maar de mogelijkheid om hier flexibel mee om te gaan is impliciet aanwezig. LEA is bijvoorbeeld een variant van HEA die specifiek rekening houdt met de landschapscontext, zodat lokale effecten ook regionaal gecompenseerd kunnen worden. In specifieke toepassingen van HEA/REA kan gecompenseerd worden met andersoortig habitat dat dezelfde (specifieke subset van) diensten levert, wat in feite analoog is aan de manier waarop bij N2000 voor verlies aan habitat van doelsoorten gecompenseerd wordt. VEA gaat uit van een compensatie op basis van gelijke waardering van diensten door de bevolking, wanneer compensatie op een andere manier niet kan.

Het PBL ontwikkelde een methodiek om in MKBA's de natuurwaarden van twee ecosystemen te kunnen vergelijken (Sijtsema et al, 2009). Met de "natuurwaarde indicator soort-gewogen" zijn systemen kwalitatief te vergelijken. Daarbij wordt rekening gehouden met het aantal doelsoorten in een ecosysteem, met de soortenrijkdom, het belang en de mate van bedreiging. Achter de rekenregels zitten gegevens die echter subjectief in klassen zijn ingedeeld. Bovendien houdt de methodiek geen rekening met de ruimtelijke component van leefgebieden van soorten.

In een toelichting op de spelregels EHS (Bijlage 2: uitwerking natuurkwaliteit EHS – versie 29 mei 2007) worden onder het kopje "checklist voor compenseren" een aantal factoren c.q. randvoorwaarden genoemd waarmee bij het bepalen van gelijkwaardigheid rekening gehouden moet worden:

1. Niet alleen actuele waarden zijn belangrijk maar ook het nagestreefde doel.
2. Natuurwaarden worden primair afgemeten aan doelsoorten en (bij begeleid- en nagenoeg natuurlijke ecosystemen) de natuurlijkheid.
3. Behoud en ontwikkeling van een natuurdoeltype lukt alleen als aan alle randvoorwaarden wordt voldaan t.a.v. bodemgesteldheid, waterkwaliteit, minimum oppervlak en beheer.
4. Het inschatten van kwaliteitsverlies heeft niet alleen betrekking op de beleidsdoelstelling maar ook op de daarvoor benodigde randvoorwaarden, en wel op drie schaalniveaus: natuurdoeltype, kerngebied en EHS als geheel.
5. De vervangbaarheid van een natuurdoeltype is wisselend en hangt af van: belang huidige locatie, beschikbaarheid geschikte nieuwe locatie, ontwikkelingsduur, kolonisatiemogelijkheden.
6. Wanneer het niet mogelijk is om hetzelfde natuurdoeltype te realiseren, is het advies om te compenseren binnen in ieder geval dezelfde hoofdgroep en wel voor een natuurdoeltype waarvan de

beleidsdoelstelling relatief ambitieus is; in ieder geval niet minder ambitieus dan die van het verloren gegane natuurtype.

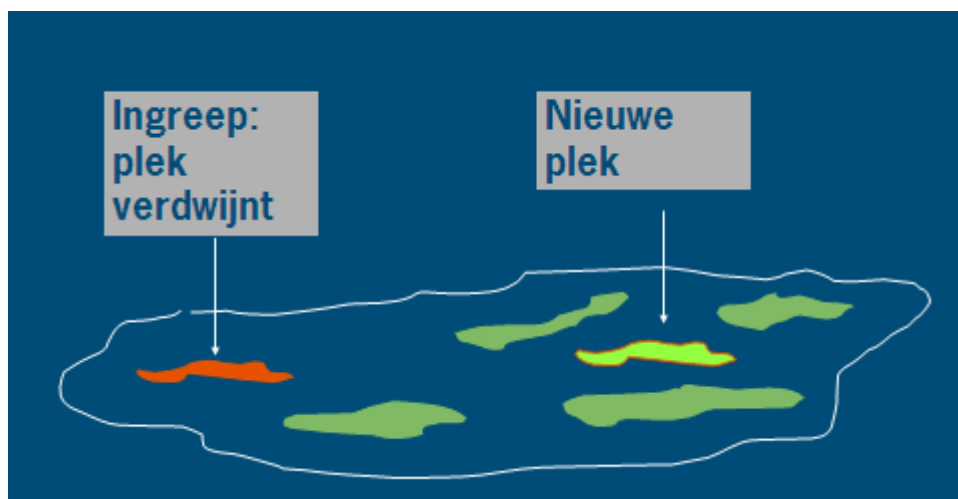
De Duitse 'Eingriffsregelung' dient om de landschappelijke waarde in het algemeen op peil te houden, en vereist compensatie voor alle ingrepen in het landschap. Daartoe zijn verschillende methodieken in het leven geroepen (zie hs 3, methoden 8-10, incl voor- en nadelen). Deze methodieken verschillen in de kwaliteit die meegenomen wordt (van heel gedetailleerde indeling van landgebruikstypen in ecopunten, tot een oppervlakte-maat tot enkel de financiële kosten om een ingreep te herstellen). Compensatie is dan in de vorm van een equivalent in ecopunten, oppervlakte of euro's. Al deze methodieken maken out-of-kind compensatie mogelijk, en eisen aan locatie, type, of tijdigheid lijken er niet te zijn – hoewel dit vastgelegd kan zijn in de regionale afspraken die er omtrent compensatie gemaakt zijn en waarbinnen deze methodieken worden ingezet.

2.5. Voor- en nadelen loslaten beginselen

Loslaten nabijheidsbeginsel

Om te oordelen wat de voor- en nadelen zijn van het vasthouden aan of loslaten van dit beginsel, is helderheid nodig over de definitie van nabijheid. Wat is de uiterste ruimtelijke begrenzing van compensatienatuur, waarbij nog sprake is van nabijheid van compensatienatuur ten opzichte van het aangetaste gebied? Vanuit ecologisch oogpunt bepalen de soorten die negatieve effecten ondervinden in het aangetaste gebied, de ruimtelijke begrenzing. Er is dan nog steeds sprake van 'nabijheid' als de compensatie plaatsvindt binnen het ecologisch netwerk van de soort. Bij een ruimtelijke ingreep kunnen/zullen meerdere soorten gecompenseerd moeten worden, die ieder een eigen grootte van netwerkpopulatie kennen. De meest kritische soort, in dit geval die met het netwerk op het kleinste schaalniveau, bepaalt zo wanneer sprake is van nabijheid. De keuze van het zoekgebied voor compensatie wordt dus gerelateerd aan het schaalniveau waarop de biodiversiteit in het geding is, en dat kan lokaal, regionaal of nationaal zijn, afhankelijk van de aanwezige soorten. Voor duurzame populaties is de ruimtelijke context bepalend. Dit principe van ecologische netwerken maakt dat compensatie ruimtelijk flexibel kan worden ingepast, zie figuur 3. Het loslaten van het beginsel kan dan zelfs voordelig zijn.

Kiesecker et al. (2009) gaan in op de locatiekeuze voor compensatienatuur en de relatie met het ingreepgebied. Zij presenteren een methodiek gebaseerd op regels om de ecologische vereisten voor compensatiegrond te bepalen in combinatie met een algoritme voor de selectie van de grond gebaseerd op toenemende ruimtelijke samenhang.



Figuur 3. Vanuit het principe van ecologische netwerken hoeft compensatie niet in de nabijheid van het ingreep-gebied plaats te vinden, maar kan dit plaatsvinden binnen het hele netwerk van de soort.

Het loslaten van het nabijheidsbeginsel kan vanuit de economische waarden wél op nadelen stuiten. Vanuit maatschappelijk acceptatie van de ingreep, kan het nodig zijn om in de directe nabijheid van het gebied te

compenseren, zodat compensatie zichtbaar en nabij is en er geen netto verlies is van de recreatieve waarde van natuur.

Daarnaast bestaat het risico dat natuur verdwijnt uit gebieden met een hoge ruimtelijke druk.

Conclusie: vanuit de ecologie is het loslaten van het nabijheidsbeginsel te accepteren, mits rekening wordt gehouden met het schaalniveau waarop biodiversiteitsverlies optreedt.

Loslaten 1-op-1 beginsel

Een risico bij het loslaten van het 1-op-1 beginsel is dat de verscheidenheid aan natuur afneemt en dat alleen in makkelijk te ontwikkelen natuur gecompenseerd gaat worden. Een en ander is daarom afhankelijk van de randvoorwaarden die gesteld worden en de omrekenfactoren die bij het loslaten van dit beginsel gaan gelden. Omrekenfactoren kunnen op diverse aspecten gerelateerd aan het natuurtype gebaseerd worden, zoals het aantal zeldzame soorten, de uniciteit van het habitatype, het relatief of absoluut verlies aan oppervlakte. Elke ecologische benadering kent voor- en nadelen en kent daarbij subjectieve normen en overwegingen: als 1 ha blauwgrasland gelijkwaardig is aan 2 ha voedselrijk grasland zal compensatie makkelijker te realiseren zijn, dan wanneer 1 ha blauwgrasland gelijkwaardig is met 20 ha voedselrijk grasland. Fysieke toeslagen, die gebaseerd kunnen worden op de waarden van de verlies-natuur en de risico's dat winst-natuur niet naar behoren functioneert, kunnen daarbij enorm oplopen (zie Moilanen), terwijl de mogelijkheid dat schaarse bijzondere natuur vervangen wordt door veel van hetzelfde nog altijd open blijft.

Het geheel loslaten van het beginsel en werken met een ecopunten (analoog aan Duitse Ökopunkte) of een credits benadering (analoog aan PBL-natuurwaarde-indicator soort-gewogen) is dus niet gewenst, want zou kunnen leiden tot reëel biodiversiteitsverlies. Het zou eventueel wel kunnen werken bij compensatie van niet bijzondere, niet schaarse dus 'vervangbare' natuurwaarden door waarden uit eenzelfde of hogere klasse, eventueel onder bescherming van een quotumsysteem. Het ökopunkte systeem wordt in Duitsland dan ook niet toegepast voor beschermde natuur, maar slechts voor natuur die wij normaal gesproken 'publiek groen' noemen. Het Amerikaanse VEA systeem wordt zelfs alleen gebruikt wanneer in-kind compensatie onhaalbaar is.

Als een natuurtype niet vervangbaar is (en de spelregels EHS verstaan onder onvervangbaar bijvoorbeeld: geschikte abiotische locatie is niet voorhanden; of ontwikkelingsduur is groot; of er zijn geen kolonisatiemogelijkheden) dan zijn er twee opties:

1. Het gebied krijgt een 'red flag' naar analogie met Australië (DECC, 2009). De onvervangbaarheid maakt dat er geen aantasting mag plaatsvinden.
2. Het type wordt (na het doorlopen van een ADC-toets of vergelijkbaar kader) vervangen door een ander type.

Bij vervanging van het ene type natuur door het andere type natuur zijn verschillende vervangingsreeksen denkbaar:

- Vervanging door het meest ecologisch gelijkende systeem: de compensatienatuur maakt deel uit van dezelfde hoofdgroep, landschappelijke context, mate van natuurlijkheid. Ook zoveel mogelijk gelijkend qua voedselrijkdom, vochtgehalte etc.
- Vervanging door een ecosysteem met idem beleidsdoelstelling ofwel minimaal gelijk ambitieniveau in behoud, herstel etc.
- Vervanging door een ecosysteem dat minimaal gelijk scoort op zeldzaamheid, trend en (inter)nationaal belang.

Bovenstaande eisen aan vervanging hangen waarschijnlijk samen: een zeldzaam systeem heeft een ambitieuzere beleidsdoelstelling dan een meer voorkomend systeem. Uitwerking en samenhang van vervangingsreeksen zouden in een vervolgoopdracht nader uitgewerkt kunnen worden.

Dalang & Hersperger (2010) ontwikkelden een methodiek voor het bepalen van vervanging binnen grasland ecosystemen in Zwitserland. Hun vervanging ratio's komen veel hoger uit dan tot nu toe in literatuur beschreven. In sommige gevallen is de ratio zo extreem hoog, dat systemen als onvervangbaar moeten worden beschouwd.

Conclusie: Het loslaten van het 1-op-1 beginsel leidt, wanneer het niet gekoppeld wordt aan strikte randvoorwaarden, makkelijk tot afnemen van de verscheidenheid aan ecosystemen en biodiversiteit.

2.6. Monetariseren natuurwaarden

Uitrekenen wat compensatie van natuurwaarden kost kan (uiteraard) voor specifieke compensatiegevallen: vaststelling van de fysieke compensatieverplichting leidt uiteindelijk tot het vaststellen van het benodigde bedrag voor realisering ervan. Maar het vinden van een algemene rekenmethode waaronder bijvoorbeeld het afkopen van een compensatieverplichting mogelijk zou zijn is veel lastiger. Realisering van dezelfde fysieke compensatiemaatregelen ergens anders levert namelijk andere kosten op en heeft ecologisch niet hetzelfde effect.

In de huidige EHS-compensatieregeling is financiële compensatie mogelijk. De natuurwaarden worden dan berekend aan de hand van de kosten die nodig zijn bij het realiseren van de compensatienatuur: kosten aankoop grond, kosten inrichting en kosten ontwikkelingsbeheer gedurende de ontwikkelingstijd. De kosten voor ontwikkelingsbeheer worden berekend door minimaal 1 à 2 maal de normkosten voor het betreffende natuurdoeltype te nemen in de eerste 5 jaar. Alle kosten worden uitgedrukt per hectare (Spelregels EHS, 2007).

Deze berekeningswijze is dus gebaseerd op het principe van 1-op-1 vervanging, via het monetariseren van de natuurwaarden die verloren gaan. Hetzelfde principe wordt gebruikt bij Duitse cost-of-restoration benaderingen, inclusief beheer voor 25 jaar (methode 10 in Hs 3). Of de gelabelde gelden voldoende zijn om compensatienatuur op termijn te realiseren, is hier de vraag. Er wordt in namelijk in feite betaald om iets te bekostigen waarvan is vastgesteld dat het niet kan.

Als het 1-op-1 beginsel wordt losgelaten, wordt het nog complexer; met vervangende natuur kan men namelijk wel eens veel duurder uit zien (zie ook tekst bij advies).

Als al wel bekend is welke andere compensatienatuur terug moet komen, kan men op grond van normkosten voor aankoop, inrichting en beheer berekenen welke kosten er gemoed zijn met compenseren.

Het bepalen van de financiële waarde van natuur vanuit de intrinsieke waarde via normkosten is echter beperkt. Er wordt geen rekening gehouden met de risico's van (tijdelijk/permanent) verlies van soorten waardoor een verarmde compensatienatuur ontstaat. Er zijn geen methoden om het verlies van een soort in geld uit te drukken.

Een hulpmiddel kan zijn om de functies of diensten van een soort of natuurtype in geld uit te drukken. 'Value-to-cost' benaderingen zijn gebaseerd op het bepalen van verlies van diensten of waarden voor de mens op basis van de economische betekenis, gebruikswaarde of belevingswaarde. Dit laatste kan bijvoorbeeld gemeten worden via 'willingness to pay'. Omdat in Amerika al in de jaren 50 bleek dat het vaststellen van de werkelijke waarde van natuur en natuurlijke hulpbronnen op deze manier niet functioneerde, ging men daar over tot het ontwikkelen van methoden waarbij de compensatiegrootte op via gelijkwaardigheid van verlies en werkelijke compensatieplannen vastgesteld werd (REMEDE).

Witteveen en Bos (2006) gebruiken kentallen voor natuur om verlies van welvaartseffecten (tegenwoordig noemen we dit ecosysteemdiensten) te kwantificeren. Het verlies wordt omgerekend naar geld door aan de fysieke effecten mogelijke voorwaardefuncties te koppelen. Bijvoorbeeld verdroging leidt tot verlies van de retentiefunctie. Dit welvaartseffect, in dit voorbeeld de retentiefunctie wordt waar nodig uitgesplitst per natuurtype en vervolgens gekwantificeerd via kosten voor opvang van neerslagoverschot per hectare. Een dergelijke methodiek kan dus behulpzaam zijn om verloren gegane natuur uit te drukken in geld, waarbij de kosten echter alleen gelabeld zijn aan verlies economische waarde en niet aan de intrinsieke waarde.

Monetariseren van natuurwaarden in absolute zin is dus buitengewoon lastig, maar binnen de context van een compensatiebank of bijvoorbeeld streek- of gebiedsplan ligt dat duidelijk anders. Wanneer de geschikte compensatie namelijk al beschikbaar is of wanneer de gronden waarop deze gerealiseerd kan worden beschikbaar zijn dan kunnen de eraan verbonden kosten simpel berekend worden. Voorwaarde daarvoor is uiteraard wel dat aan alle ecologische randvoorwaarden voor goede compensatie voldaan wordt en dat het instrumentarium om vraag en aanbod op ecologisch verantwoorde wijze bij elkaar te brengen beschikbaar is.

2.7. Advies

Zoals in de inleiding is aangegeven is bij de compensatieverplichting op dit moment zowel de hanteerbaarheid van de regelgeving als de uitvoerbaarheid van de benodigde maatregelen problematisch. Het loslaten van het 1-op-1 en het nabijheidsbeginsel maken misschien de regelgeving hanteerbaarder, maar de vraag is of daarmee ook de uitvoerbaarheid van de regeling toeneemt. Bij de uitvoerbaarheid gaat het om twee dingen:

1. vaststellen wat er – in ecologische zin- moet gebeuren om op ‘geen nettoverlies van natuurwaarden’ uit te komen;
2. het vinden van de goede fysieke compensatie – grond met de juiste potentie op de juiste plaats.

Ad 1) Voor het vaststellen van gelijkwaardigheid – geen netto verlies – blijkt dat de drie beginselen van natuurcompensatie (type, locatie en tijd) sterk met elkaar zijn verweven. Het laten vieren van 1 of meerdere van de beginselen en de (ecologische) risico's die dat met zich meebrengt, hangen sterk af van de robuustheid of de veerkracht van de natuur die verloren zal gaan. De veerkracht wordt in grote mate bepaald door de oppervlakte, de ruimtelijke samenhang en de kwaliteit van het natuurtipe. Ook de dynamiek waar de natuur aan onderhevig is (bijvoorbeeld reeds bestaande ingrepen en herstelmaatregelen, natuurlijke dynamiek (brand, overstroming etc.) en de verwachte effecten van klimaatverandering (bijvoorbeeld extremere weer- of seizoensinvloeden)) bepalen de impact die toekomstige ingrepen zullen hebben. Om afname van biodiversiteit te voorkomen moeten soorten in staat blijven lokale verliezen te compenseren met nieuwe of grotere populaties elders. De huidige compensatiebeginselen zijn gericht op het handhaven van een ‘status quo’. Er zijn evenwel ecologische redenen aan te voeren waarbij het loslaten van het 1-op-1 beginsel en het nabijheidsbeginsel zou kunnen leiden tot een verbeterde waarde voor de biodiversiteit als geheel. Dit is het geval als een robuust natuurtipe wordt gecompenseerd door herstel van een zwak natuurtipe (‘trading up’ genaamd bij compensatiebanken). Of wanneer een compensatiegebied wordt aangewezen dat veel beter in het netwerk ligt dan het aangetaste gebied. Gordon et al. (2011) ontwikkelden een modelbenadering waaruit echter bleek dat vroeg herstel in reactie op de (verwachte) ingreep veel meer effect heeft dan het strategisch lokaliseren van compensatiegronden. Het tijdigheidsbeginsel speelt dus een cruciale rol bij effectiviteit van compensatienatuur.

Ad 2) Loslaten van het nabijheidsbeginsel en 1-op-1 beginsel maakt – in theorie- het tweede probleem, het afstemmen van vraag en aanbod op elkaar, een stuk eenvoudiger: er hoeft alleen nog maar uitgerekend te worden hoe groot de vraag is, en hoeveel van het beschikbare aanbod daaraan gelijk is. Daarbij moet echter wel bedacht worden dat het bepalen van de juiste hoeveelheid compensatieoppervlak verreweg het makkelijkst is wanneer dit dichtbij ligt en compensatie in dezelfde waarden mogelijk maakt. De vragen hoe de natuurwaarde van het nieuwe habitat bepaald moet worden en of het nieuwe habitat in ruimtelijke zin wel dezelfde bijdrage heeft als het oude zijn dan immers nauwelijks aan de orde. In de praktijk pakt loslaten van het nabijheidsbeginsel dan ook alleen eenvoudiger uit voor de uitvoering van de compensatie wanneer de waardebepaling van zowel aantasting als benodigde compensatie eenvoudig is en wanneer het aanbod aan compensatiegrond ook werkelijk het behoud van de natuurwaarden kan garanderen. Daarvoor zijn een overzicht van de beschikbare geschikte compensatiegrond en de beschikbaarheid van een eenduidige en makkelijk inzetbare methodiek voor de waardebepaling ervan essentieel. In ruimer verband betekent dit dat tevens aanbod van een ruime variëteit en hoeveelheid van compensatiegronden essentieel is. Uit deze korte studie blijkt dat het ontwikkelen van een sluitende methodiek voor (het loslaten van) het nabijheidsbeginsel goed mogelijk is, maar dat dit voor eenvoudige toepassing om de ontwikkeling van evaluatieregels c.q. instrumentarium vraagt. Voor het loslaten van het 1-op-1 beginsel geldt dat in nog veel sterkere mate. Het vasthouden aan of versterken van het tijdigheidsbeginsel (compensatie vooraf) blijkt uit alle studies echter een voorwaarde voor garantie van geen verlies aan waarden. Vasthouden aan deze regel geeft ook meer vrijheid aan de andere twee beginselen. De rekenregels die geïntroduceerd zullen worden bij het loslaten van (één of meer) beginselen zullen dan ook rekening moeten houden met de risico's van biodiversiteitsverlies (trading down) en met het benutten van de kansen voor biodiversiteitswinst (trading up). Idealiter bevorderen de rekenregels trading up. EA-methodieken houden rekening met onzekerheid.

Als je het 1-op-1 beginsel loslaat, raak je ook eenduidige randvoorwaarden voor rekenregels voor financiële compensatie kwijt, in ieder geval als er geen (goede) grond in de compensatiebank zitten. Als illustratie: 30 ha natuurtipe x op plek z gaat verloren. De financiële compensatie voorheen ging uit van kosten 30 ha grond met

basisinrichting en ontwikkelingsduur voor natuurtype x. Dit geldt komt in kas. Bij loslaten 1-op-1 beginsel kan het zo zijn dat natuurtype y terugkomt met een kortere ontwikkelingsduur, maar dat ecologische rekenregels aangeven dat daarvoor een toeslag geldt van 300%, dus er moet 90 ha grond opgekocht worden en de inrichtingskosten zijn ook 2x zo hoog. Dan kom je niet meer uit met je financiële compensatie.

Kortom, het loslaten van de beginselen brengt voor beide rekenregels veel onzekerheden met zich mee. Of de gewonnen flexibiliteit bij het realiseren van natuurcompensatie, door het loslaten van één of meer van de compensatiebeginselen, dus opweegt tegen de ingewikkeldere rekenregels die nodig zijn om een dergelijk systeem te laten functioneren, blijft vooralsnog de vraag.

Ook wanneer regels en instrumentarium om een goed off-site en out-of-kind compensatie te berekenen aanwezig zijn, is het tweede punt, het op elkaar afstemmen van vraag en aanbod, niet zomaar opgelost. Een compensatieregeling waarin beide beginselen onder voorwaarden losgelaten kunnen worden staat of valt met de mogelijkheid om vraag en aanbod ook werkelijk aan elkaar te kunnen rekenen, met ander woorden: met het beschikbaar zijn van aanbod. In de voor deze studie doorgenomen literatuur wordt veelvuldig gewezen op de voordelen die een compensatiebank daarbij biedt. In dit verband geeft Woldendorp (2010) ook aan dat er in feite consensus bestaat over het feit dat de enige manier waarop het omgaan met compensatie makkelijker wordt, het creëren van compensatieruimte is. Omdat het daarvoor essentieel is dat zo'n compensatiebank beschikt over de juiste compensatienatuur, geven Kiesecker et al (2010) aan dat de oplossing gezocht zou kunnen worden in het anticiperen op de behoefte aan compensatienatuur bij gebiedsontwikkelingen en deze in gebiedsontwerp en planning op te nemen. Tijdig compensatienatuur aanwezig hebben lijkt essentieel voor ecologische effectiviteit. Het ontbreken van het tijdigheidsbeginsel binnen de huidige EHS-compensatie, lijkt dan ook een cruciaal punt.

Als het trading-up principe wordt toegepast bij een compensatiebank, zou dit in de praktijk betekenen dat alleen in 'mindere' ecosystemen (bijvoorbeeld meer algemeen voorkomende natuurtypen) ingrepen kunnen worden gepleegd. Het kan geen kwaad hier nog eens op te merken dat zeldzame natuurtypen of natuurtypen met een lange ontwikkelingsduur niet of nauwelijks als aanbod te realiseren zijn, en dus geen deel zullen uitmaken van de natuur in de compensatiebank. Deze uitgangspunten kunnen sturend zijn voor gebiedsontwikkelingen.

Een op te zetten compensatiebank zou bij voorkeur regionale rekeningen moeten hebben, mogelijk zelfs een regionale rekening per (hoofd)ecosysteemtype. Dit om te voorkomen dat a) natuur verdwijnt in gebieden met een hoge ruimtedruk en b) zeldzame natuur verdwijnt ten koste van algemene natuur. Dus flexibiliteit binnen regionale grenzen en met een trading up per type ecosysteem. Er is daarmee altijd een spanningsveld tussen de gewenste (economische) flexibiliteit enerzijds en de ecologische beperkingen anderzijds. Wissel & Wätzold (2010) bespreken afwegingen met betrekking tot type, tijd en plaats.

Tenslotte merken we op dat compensatie altijd een toegevoegde waarde moet hebben. In de internationale literatuur wordt dit 'principle of additionality' als één de key-issues bij het bepalen van compensatie genoemd. McKenney et al (2010) constateren dat dit principe in alle door hun onderzocht compensatieregelingen centraal staat. Compensatie via verbeteren van de kwaliteit binnen de EHS is nu én niet toegestaan én niet toelaatbaar vanuit het additionaliteits-beginsel. Het EHS-beleid dient zelfstandig al tot goede water- en milieucondities te leiden. Compensatie mag niet ingezet worden om bestaand beleid versneld te realiseren, maar moet daadwerkelijk aanvullend zijn. De spelregels EHS stellen dat alleen voor watergebieden, indien vervangend areaal niet mogelijk is, gecompenseerd kan worden door de kwaliteit van overige bestaande watergebieden te verhogen of de ecologische samenhang van het watergebied te verbeteren.

Eindconclusie:

Er zijn diverse ecologische en financiële rekenregels die worden toegepast in compensatieregelingen. Geen enkele regel biedt echter 100% waarborg dat compensatie bij loslaten van 1-op-1 beginsel en nabijheidsbeginsel geen verlies van waarde oplevert. Integendeel, Quigley & Harper (2006) constateren dat in geval van wetland-compensatie (een relatief makkelijk te compenseren type natuur) er in veel gevallen netto-verlies optreedt. Moilanen et al (2009) constateren dan ook terecht: "The immediate loss is certain, whereas the future gain is uncertain". Het tijdigheidsbeginsel is essentieel voor behoud van waarden, maar expliciet gekoppeld aan het 1-op-1 beginsel, zie Gordon et al (2011). Risico's dienen altijd in beeld te worden gebracht en meegenomen bij besluiten.

Aanpassing van de compensatieregels is dus niet zonder risico, maar de huidige ingewikkelde regelgeving en praktische onuitvoerbaarheid leiden ontegenzeggelijk niet tot het gewenste resultaat.

Voor- en nadelen van rekenregels zijn zo goed en kwaad als het kon binnen dit tijdsbestek achterhaald. Kansen worden gezien in het loslaten van het nabijheidsbeginsel, binnen de vrijheidsgraad van bijvoorbeeld een regio of landschappelijke eenheid. Het loslaten van het 1-op-1 beginsel leidt tot grotere risico's voor de natuur, maar zou bij wetenschappelijk vastgestelde en maatschappelijke geaccepteerde vervangingsreeksen, gebaseerd op upgraden van natuur, mogelijk kunnen zijn.

De grootste kans voor geslaagde natuurcompensatie lijkt evenwel het *op tijd* beschikbaar hebben we compensatiegronden, waardoor voldoende compensatieruimte aanwezig is voordat negatieve ingrepen plaatsvinden. Een goed alternatief is te investeren in (extra) veerkrachtige natuurgebieden in een robuust netwerk. Hierdoor zullen beschermde natuurgebieden ook bij toenemende activiteiten en ontwikkelen voldoen aan de natuurdoelen, waardoor significante aantasting kan worden voorkomen en compensatie niet nodig is (Broekmeyer et al, 2009).

Om (aspecten van) bestaande rekenregels op (nieuwe) uitgangspunten voor compensatie EHS toe te passen, is nader onderzoek nodig. Deze HDV geeft inzicht in mogelijke oplossingsrichtingen. De kant die gekozen wordt hangt ook af van de waarden die aan de EHS worden gekoppeld. Alleen intrinsieke waarden (uitgangspunt in deze HDV) of ook gebruikswaarden voor de mens (oorspronkelijke doelstelling EHS).

De auteurs zien kansen voor een verbeterde uitvoering van EHS-compensatie. Rekenregels voor (een lossere omgang met) het nabijheidsbeginsel zijn relatief makkelijk te ontwikkelen en een evaluatie instrumentarium kan bijvoorbeeld gebaseerd worden op het bestaande LARCH ruimtelijke expertisesysteem. De toepasbaarheid is echter afhankelijk van de beschikbaarheid van de juiste onderliggende gegevens. De kosten hiervoor worden geschat op een bedrag tussen €30.000 en €60.000. Het ontwerpen van een sluitende methodiek voor out-of-kind compensatie is veel ingewikkelder en vraagt ook om het zoeken van (beleidsmatige) consensus. Een schatting van de kosten is moeilijk te geven zonder vooraf de doelen duidelijk af te bakenen.

3. Analyse resultaten

3.1. Ecologische rekenregels

1. Habitat-to-Habitat: Victorian Government 2002; in Ten Kate et al 2004

Een simpele ecologische methodiek is het 'habitat hectares-to-habitat hectares'. De compensatie wordt berekend op grond van het verlies aan kwaliteit x verlies aan oppervlakte. Habitat kwaliteit wordt hierbij gescoord op grond van de negatieve effecten van de ingreep op het gebied (en dus niet op de daadwerkelijke kwaliteit van het gebied) op een schaal van 0 (compleet verlies) tot 1 (compleet herstel).

Conclusie: Deze methodiek houdt rekening met enkele aspecten van het 1-op-1 beginsel, nl kwaliteit en oppervlakte. Andere beginselen worden niet meegenomen.

2. Habit Equivalence Analysis: NOAA 2006.

In de Verenigde Staten wordt het vaststellen van de benodigde compensatie voor schade aan natuurlijke hulpbronnen gedaan door Natural resource Trustees. Het gaat dan om schade vaststellen achteraf, na rampen of ongelukken. Voor de bepaling van de compensatie zijn drie factoren belangrijk: 1) de kosten voor het herstel van de beschadigde bronnen tot het oorspronkelijke niveau, 2) compensatie voor het tijdelijk verlies van bronnen tussen het tijdstip van de schade en volledig herstel, en 3) de redelijke kosten verbonden aan het vaststellen van de schade (waaronder eventueel ook de monitoring van herstel e.d. valt).

NOAA is een trustee voor zaken als schade na olierampen, schadelijke lozingen en scheepsstrandingen (marien dus?). Voor het vaststellen van schade kan een value-to-cost (uitdrukken schade in geld) of een service-to-service benadering (schade en compensatie uitdrukken in dezelfde eenheid) gebruikt worden. Deze laatste methodiek is van toepassing als de service geleverd door de compensatie vergelijkbaar is met de service van de beschadigde bron (in-kind dus).

Voor vaststellen van de grootte (in de eenheid van de aangetaste waarde, meestal is dit oppervlakte) van service-to-service compensatie gebruikt NOAA Habitat Equivalence Analysis. Het gaat er daarbij in feite om dat de tijdelijke schade door vermindering van service (factor 2) in extra te creëren habitat wordt uitgedrukt, ervan uitgaande dat het oude habitat volledig hersteld wordt. Omdat de kosten van het aanleggen van de benodigde hoeveelheid habitat geraamd kunnen worden kan de compensatieverplichting, indien uitgevoerd door andere partij dan de schadeveroorzaker, in een financiële verplichting omgerekend worden via optellen van de kosten van 1, 2 en 3. Hoewel NOAA dit niet doet is HEA in principe ook bruikbaar wanneer habitat permanent verloren gaat en kan de methode rekening houden met de kwaliteit van het compensatiehabitat. In principe moet daarbij ook met abiotische voorwaarden en landschap context rekening gehouden worden. NOAA geeft daar geen expliciete regels voor maar zie de LEA-analysis (nummer 3) voor een uitgewerkt theoretisch voorbeeld.

Aanvulling uit Chapman en LeJeune, 2007: HEA kan gebruikt worden wanneer de dienst(en) geleverd door het gebied met schade ecologisch (vrijwel) gelijk zijn aan de dienst(en) geleverd door het vervangingshabitat. Wanneer in-kind compensatie niet mogelijk, ongewenst of excessief duur is, of wanneer de benodigde gegevens voor berekening ontbreken wordt aanbevolen om naar out-of-kind of valuation based compensation te kijken.

Conclusie: Deze methode is bedoeld voor schadegevallen waardoor tijdige compensatie in principe niet uitvoerbaar is. De berekeningsmethode voor compensatie van een 'time lag' tussen schade en herstel is echter universeel. Nabijheid is uitgangspunt maar waarde op basis van samenhang en ook realisatierisico kunnen in principe ook expliciet meegenomen worden.

3. Landscape Equivalence Analysis: Bruggeman et al 2005.

In deze methodiek wordt niet alleen rekening gehouden met de benodigde hoeveelheid habitat, maar ook met de landschapscontext en de genetische diversiteit. In dit artikel wordt theoretisch uitgewerkt hoe HEA kan worden gebruikt om de benodigde in-kind compensatie voor beschermde diersoorten te berekenen, waarbij expliciet rekening gehouden wordt met de landschapscontext. Voordeel daarvan is dat lokale aantasting op regionaal niveau gecompenseerd kan worden. In het artikel wordt aangegeven hoe plaats in netwerk en genetische context van zowel aantastings- als vervangingslocatie bij het bepalen van de vervangingswaarde zouden kunnen worden meegenomen.

Conclusie: Deze methode laat zien hoe lokale aantasting van habitat en genetische variatie op regionale schaal gecompenseerd kunnen worden door de landschapscontext mee te nemen in HEA.

4. REMEDE project review van resource equivalence methoden in de USA: Chapman en LeJeune, 2007.

In de Verenigde Staten worden drie soorten van resource equivalency benaderingen algemeen gebruikt voor het bepalen van de benodigde compensatie om het publiek schadeloos te stellen voor schade aan natuurlijke hulpbronnen in heden, verleden of toekomst: service to service, resource to resource en value to value. Het doel van elk van deze methoden is het bepalen van de juiste hoeveelheid (aanvullende) compensatie. De resultaten kunnen worden uitgedrukt in monetaire eenheden, oppervlakte compensatiehabitat, aantal individuen wat vervangen moet worden of bijvoorbeeld recreatie-eenheden (bijv. gebruiksdagen). Equivalence methoden kunnen zowel ex-ante al ex-post gebruikt worden.

Omdat eerder methoden die meestal gebaseerd waren op een value-to-cost compensatie niet voldeden (bijv. waardevermindering uitdrukken in het dalen van het bedrag dat men bereidheid is om uit te geven om het gebied te bezoeken), is men ertoe overgegaan een methode te ontwikkelen waarbij de compensatie het verlies services tgv de ingreep volledig moet compenseren. Omdat men hierbij in feite compenseert in precies hetzelfde habitat in de breedste betekenis van de term, komt dit neer op compensatie van het totaalpakket aan mogelijke services via herstel van de bronnen ervoor. RB. De hiervoor ontwikkelde methodiek is Habitat Equivalence Analysis, HEA. In feite vormt deze methodiek de basis voor alle nu in gebruik zijnde equivalence methoden. Als voordeel van HEA wordt genoemd dat het gebruikers toestaat de economische evaluatie van schade over te slaan en meteen over te gaan naar compensatie.

1. **HEA** kan gebruikt worden wanneer de dienst(en) geleverd door het gebied met schade ecologisch (vrijwel) gelijk zijn aan de dienst(en) geleverd door het vervangingshabitat. Wanneer in-kind compensatie niet mogelijk, ongewenst (? , voorbeeld komt eigenlijk neer op onmogelijk als je kwaliteit meeneemt!) of excessief duur is of wanneer de benodigde gegevens voor berekening ontbreken wordt aanbevolen om naar out-of-kind of (via?) valuation based compensation te kijken.
2. **REA** volgt de resource-to resource benadering. HEA meet in habitateenheden, wat is sommige gevallen niet de meest handige eenheid bleek. Voor gevallen waarbij bijvoorbeeld aantallen individuen van een bepaalde soort een betere indicator voor het volledige spectrum van schade en herstel zijn, is Resource Equivalence Analysis (REA) ontwikkeld. De methode is in principe dezelfde, alleen is de rekeneenheid anders. In principe komt dit volgens mij neer op rekenen met draagkracht. RB. Habitat Replacement Cost (HRC) analysis is een variant van REA waarbij de hoeveelheid habitat nodig om aantallen zeevissen omgerekend naar het aantal juvenielen van één jaar oud te produceren. Habitat Production Foregone (HPF) gebruikt in plaats daarvan impacts uitgedrukt in fractional mortality rates.
3. **VEA** Value Equivalence Analysis wordt toegepast wanneer in-kind compensatie niet mogelijk of veel te duur is. In dat geval is andersoortige (natuur) compensatie gewenst. De grootte daarvan wordt bepaald op basis van gelijke door de mens toegekende waarde op basis van 'stated preferences' Zowel de waarde van de verloren gegane hulpbron als de benodigde grootte van de gekozen compensatiebron kunnen dan via bijvoorbeeld een enquête bepaald worden.

Aan alle equivalence methoden ligt dezelfde raamwerk- methodiek om verlies door schade en winst door compensatie te berekenen ten grondslag. De grondslag voor dit raamwerk is de waarde van aan het publiek geleverde diensten. Analoog aan berekeningen van economische waarden wordt ook voor deze diensten een inflatiecorrectie toegepast. Deze methode wordt hier niet verder behandeld (hiervoor wordt verwezen naar NOAA (1999)) maar zij houdt rekening met het tijdsverschil tussen het ontstaan van de schade en aanvang van de compensatie. Ook wordt (in HEA, andere methodes werken met overeenkomende principes voor hun eigen eenheden) rekening gehouden met de oppervlakte en graad van aantasting, oppervlakte en beginwaarde van compensatie, base-line niveau kwaliteit en eindniveau voor compensatie, herstelduur oorspronkelijk habitat en ontwikkelingsduur vervangingshabitat. In het raamwerk worden daarnaast twee manieren om onzekerheid mee te nemen aangegeven (NOAA (1999)). Voor het verlies aan diensten gedurende de herstelperiode wordt indien van toepassing eveneens gecompenseerd. Voor het op de juiste manier bepalen van modelparameters is echter in alle gevallen achtergronddata, kennis en in veel gevallen ecologisch modelinstrumentarium nodig.

De methodes zijn voor de bepaling van damage compensation alleen bruikbaar wanneer schade omkeerbaar is. Indien ze gebruikt wordt voor het uitrekenen van compensatie voor een geplande ingreep geldt in feite dezelfde beperking. Equivalence analysis kan dan alleen gebruikt worden wanneer uitgegaan wordt van compensatie vooraf, of wanneer vooraf vaststaat dat de ingreep geen (risico op) onherstelbare schade inhoudt.

Hoewel speciale varianten dit waarschijnlijk wel kunnen, houden de equivalence methodes in hun standaarduitvoering geen rekening met verandering van de waarde van de service of resource gedurende de looptijd van een project. Hoewel dit onder een continue beschermingsregime een veilige aanname zou kunnen zijn, is het ook goed voorstelbaar dat onder invloed van autonome veranderingen (bijv. klimaatverandering) wel degelijk waardeveranderingen optreden.

Conclusie: Equivalence analysis biedt een redelijk universeel raamwerk voor compensatieberekeningen maar is gebaseerd op een voor de Europese context misschien minder geschikt kader van natuurlijke hulpbronnen als publiek goed. Alle equivalence methoden zijn alleen toepasbaar wanneer de benodigde kennis en data costeffectieve beschikbaar zijn. Chapman en LeJeune (2007) tekenen daarbij aan dat het resultaat wordt bepaald door de kwaliteit van de input.

5. PBL, 2009. Waarderingsmethodiek binnen en tussen ecosystemen

Het PBL ontwikkelde een methodiek om de kwaliteit van een ecosysteem te waarderen, de “Natuurwaarde Indicator Lokaal” of NI^L. Deze indicator is gebaseerd op kennis uit het Handboek Natuurdoeltypen. De kwaliteit van een ecosysteem wordt weergegeven als een percentage van alle idealiter in het ecosysteem voorkomende soorten. Ofwel het aantal doelsoorten dat op de locatie voorkomt, bepaalt de kwaliteit. Door de kwaliteit te vermenigvuldigen met het aantal hectaren, ontstaat een beeld van de totale natuurwaarde van een gebied. De methodiek is zo geschikt voor het meten van kwaliteit binnen ecosystemen en zou in principe kunnen dienen voor het bepalen van in-kind compensatie, waarbij (tijdelijk) kwaliteitsverlies zich verdisconteert in een toename van het oppervlak. Op zich kunnen de indicatoren ook gebruikt worden om verschillende ecosystemen met elkaar te vergelijken, in die zin dat vergeleken kan worden in welke mate 2 ecosystemen intact zijn.

Om echter natuurwaarden van twee ecosystemen goed te kunnen vergelijken, wil je ook informatie hebben over het *belang* van een ecosysteem. Een voedselrijk grasland met een NI^L van 80 en een kalkgrasland met een NI^L van 80 zijn immers niet 1-op-1 uitwisselbaar. Om beide systemen te waarderen is kennis nodig over de bijdrage van elk ecosysteem aan de complete soortenrijkdom op een hoger ruimtelijk schaalniveau (zoals landelijk en Europees belang). Deze uniciteit kan worden uitgedrukt met de ‘soortenrijkdom’ en met de ‘mate van bedreiging van soorten’. Intacte systemen met bedreigde soorten worden dan hoger gewaardeerd dan intacte systemen zonder bedreigde soorten. In de weegfactor wordt als 3^e aspect per ecosysteem ook rekening gehouden met het ‘aantal unieke doelsoorten’. Alleen zo kan onderscheid gemaakt worden tussen ecosystemen met dezelfde natuurwaarde, maar waarbij systeem A een beperkt aantal unieke soorten heeft en systeem B een groot aantal algemeen voorkomende soorten heeft.

Deze methodiek waarbij 3 aanvullende factoren (rijkdom, bedreiging, uniciteit) in 1 weegfactor worden uitgedrukt, zie hieronder.

Weegfactoren voor vergelijking van ecosystemen

Combinaties van natuurdoeltypen	Afzonderlijke typen	Weegfactor
<i>Kwelder</i>	Kwelder	2,4
<i>Droge schraalgraslanden</i>	Kalkgrasland, Droog schraalgrasland, Droog duin grasland	1,9
<i>Natte schraalgraslanden</i>	Nat schraalgrasland, Dotterbloemgraslanden	1,8
<i>Moeras</i>	Moeras, Natte strooiselruigte	1,6
<i>Voedselrijke natuurgraslanden en (soortelijke) rese- vaatakkers (incl. soortelijke weidevogels graslanden)</i>	Bloemrijke graslanden, (reservaat) Ak- kers, Binnendijks ziltgrasland	1,4
<i>Voedselarme venen en vochtige heide</i>	Natte heide, Natte duin heide, (Trilvenen), (Moerasheide)	1,2
<i>Vochtige bossen</i>	Bos van voedselrijk vochtige gronden, Bos van bron en beek, Haagbeukenbossen, Zomen van het rivieren- gebied, (Ooibos), (Laagveenbos), (Hoogveenbos)	1,1
<i>Strand en stuivend duin</i>	Strand en stuivend duin	1,1
<i>Droge heide</i>	Droge heide, Droge duinheide, (Zandverstuiving)	1
<i>Droge bossen</i>	Bossen van arme zandgronden, Eiken-Beu- ken bos van lemige zandgronden	1
<i>Hakhout</i>	Hakhout en middenbos, (Stinsebos)	0,7
<i>Agrarische akkers</i>	Agrarische akkers	0,4
<i>Agrarisch graslanden</i>	Agrarisch graslanden	0,4
<i>Stenig Terrein</i>	Stenig terrein, Daken, Ruimte in gebou- wen, (Sterk verstoord terrein)	0,2
<i>Naaldbos met productie</i>	Naaldbos met uitheemse soorten	0,1

Weegfactoren voor vergelijking van ecosystemen (natuurtypen op basis van natuurdoeltype). Natuurtypen zoveel mogelijk op basis van de verwachte nieuwe aangescherpte natuurdoeltypologie (zie LNV, 2008).

Deze weegfactor kan vervolgens gekoppeld worden aan de NI^L en leidt zo tot een natuurwaarde indicator soort-gewogen, de NI^{SG} , waarmee de toe- of afname van natuurwaarden vergeleken kunnen worden. De methodiek kan zo behulpzaam zijn bij het bepalen van de gelijkwaardigheid bij out-of-kind compensatie.

Illustratie van de soortengewogen natuurwaarde-indicator

Ecosysteem	Gemiddelde kwa- liteit (NI^L)	Aantal hectare	Weegfactor	Natuurwaarde (NI^{SG} -punten)
<i>Bos (hakhout)</i>	83%	50	0,7	29
<i>Heide</i>	67%	25	1	16,8
<i>Graslanden en akkers</i>	53%	100	0,4	21,2
<i>Totaal</i>		175		67

Illustratie van de toename van de natuurwaarde

Ecosysteem	Gemiddelde kwa- liteit (NI^L)	Aantal hectare	Weegfactor	Natuurwaarde (NI^{SG} -punten)
<i>Bos (hakhout)</i>	83%	50	0,7	29
<i>Heide</i>	67%	50	1	33,5
<i>Graslanden en akkers</i>	53%	75	0,4	15,9
<i>Totaal</i>		175		78,45

Illustratie van de toename van de natuurwaarde doordat 50 ha grasland en akker wordt vervangen door heide

Conclusie: de methodiek is behulpzaam bij rekenregels voor het natuurtype-beginsel, maar houdt geen rekening met de ruimtelijke samenhang van natuurgebieden. Aspecten kunnen worden gebruikt bij het opstellen van vervangingsreeksen bij het loslaten van het 1-op-1 beginsel.

6. Briggs et al, 2008. Berekenen van compensatie credits

Dit artikel is met name interessant omdat er rekenregels worden gegeven voor vormen van compensatie en waarbij ook rekening wordt gehouden met slaagkans nieuwe natuur. Algemeen uitgangspunt bij het berekenen van gelijkwaardigheid bij compensatie is verkrijgen idem ecologische omstandigheden en idem oppervlak van verloren gegane natuur. Meestal ook: "larger areas are often restored to ensure a sufficient margin to say with confidence that the replacement habitat more than compensates for the losses on the area developed".

In de USA diverse bepalingstechnieken voor compensatie gebaseerd op lokatie en verschil in habitatfunctie. Maar technieken zijn in praktijk slecht bruikbaar omdat de waardering van habitatfuncties complex is. Draft guidelines issued by the US Environmental Protection Agency in 1992 (Dennison & Schmid 1997) give the following compensation ratios:

- 1:2 for restoration;
- 1:3 for creation;
- 1:4 for enhancement;
- 1:10 for preservation.

Voorstel auteurs voor compensatie-ratio (vergelijkbaar met EHS-toeslag)

- A ratio of at least 2:1 for compensation provided for easily restored/created habitats contiguous to the development site or on similar physical terrain;
- A ratio of at least 3:1 for higher risk restoration/ creation options, where there is less certainty in being able to closely replicate lost habitats;
- A ratio of at least 4:1 for habitat enhancement options.

Conclusie: methodiek is bruikbaar als je af wilt wijken van het additionaliteits-principe, dus gaat compenseren via maatregelen *in* bestaande natuur.

7. DECC NSW Australië, 2009. Methodiek voor bepalen offset.

New South Wales (NSW) in Australië heeft een Biodiversity Banking and Offset Scheme opgesteld als instrument bij natuurbescherming. Landeigenaren beheren een biobank en ontwikkelaars kunnen in geval van compensatie biodiversiteit credits krijgen/kopen van deze landeigenaren. Systeem is ontstaan nav knelpunten bij compensatie voorheen. Deze oude compensatie was inconsistent tav ecologische berekeningen, kende alleen verplichting aankoop compensatiegrond en niet beheer compensatiegrond, compensatie was gefragmenteerd, alle natuur (ook onvervangbaar) werd 'gecompenseerd' en er was geen toezicht op uitvoering (financiële en juridische garanties).

Nu is er een Biobanking Assessment Methodology, waarbij een geaccrediteerd persoon de 'improve or maintain test for biodiversity values' uitvoert met de Biobanking Credit Calculator, gebaseerd op diverse databases met informatie over 1600 vegetatietypen, lijsten van bedreigde soorten etc.

Biobanking methodiek garandeert dat ontwikkelde biodiversiteitswaarde compensatiegrond voldoende zijn voor verlies biodiversiteitswaarden plangebied. Initiatiefnemers moeten daarbij zorgen dat OF hetzelfde vegetatietype terugkomt danwel een ander vegetatietype dat dezelfde soortensamenstelling heeft OF dat een vegetatietype terugkomt dat dezelfde bedreigde soorten bevat.

De biodiversiteitswaarde wordt bepaald adhv 7 criteria:

1. State and national priorities: bepaald adhv lijsten van bedreigde ecosystemen
2. Regional value: adhv beschermingsstatus vegetatie typen. NB typen die voor meer dan 70% regionaal verdwijnen of bestemd zijn als (Critically) Endangered Ecological Community krijgen een 'red flag' en kunnen niet gecompenseerd worden.
3. Landscape Value: de ruimtelijke configuratie van vegetatie
4. Site value: obv conditie van 10 site kenmerken
5. Threatened species:
6. Management actions: bepalen van verlies en winst waarden obv huidige waarden aangetaste en compensatienatuur en verrekend met verlies door ingreep en winst door beheermaatregelen.
7. Oppervlak: grotere gebieden hebben meer soorten en meer veerkracht. Oppervlak wordt gebruikt als multiplier bij indicator 3 en 4.

Credit calculations via indicatoren (4x7/5 irt 6)/3x7. Methodiek beschreven in ander dik rapport!

Conclusie: methodiek lijkt rekening te houden met alle aspecten van natuurtypebeginsel, zodat sprake is van gelijkwaardige natuur. Ook het nabijheidsbeginsel speelt een rol via criteria 3 en 7. Onduidelijk of tijdigheidsbeginsel een rol speelt.

Methodieken voortvloeiend uit de Duitse Eingriffsregelung

In Duitsland zijn compensatieverplichtingen geregeld via een 'Eingriffsregelung' / Impact mitigation regulation (IMR). (Darbi & Tausch, 2010). Deze regeling is ingesteld in 1979. Algemeen doel van de regeling is: "het behoud van de huidige ecologische condities (minimum), door voorkoming van aantasting van natuur en landschap en compensatie van onvermijdbare ingrepen". De regeling is niet alleen van toepassing op beschermde natuur maar lijkt van toepassing op vrijwel alle vormen van landgebruik/landbedekking. Op federaal niveau is er geen wettelijk voorschrift of richtlijn waarin bepaald wordt hoe effecten van ingrepen en natuurcompensatie dienen te worden berekend en verrekend. Derhalve zijn er vele (>40) verschillende regionale regelingen in gebruik. Darbi & Tausch (2010) onderscheiden daarbij globaal vier typen ecologische evaluatiemethoden. Eén daarvan omvat de kwalitatieve, beschrijvende methoden, gebruik makende van expert judgement, op een case-by-case basis. De overige drie typen zijn kwantitatief en omvatten ecologische en financiële rekenregels. Zij worden hieronder kort samengevat.

8. Biotope valuation methods

Er bestaan 'biotoop-typen-lijsten' met daarin voor elk biotoop een waarde (punt, of spreiding). De diverse lijsten verschillen onderling en zijn moeilijk vergelijkbaar. De lijsten zijn zeer uitgebreid en beperken zich niet alleen tot natuur, maar alle grondgebruikstypen. Compensatie is dan ook niet beperkt tot natuurgebieden maar breidt zich uit tot alle 'landschappelijke waarden'.

Bij een ingreep wordt het verlies aan waarde door de ingreep berekend (voor minus na), en vermenigvuldigd met het oppervlak. Dit is de waarde die gecompenseerd moet worden. De waarde van het compensatieplan wordt ook bepaald door het verschil tussen de waarde van het gebied voor compensatie en na compensatie. Dit voorkomt een nettoverlies. Er bestaan echter ook varianten op de biotope valuation methoden, waarbij alleen de eindwaarde van compensatiegebied (en/of alleen beginwaarde van het aangetaste gebied) meegenomen wordt. Hieraan kleef het nadeel dat een goede inschatting van verloren en verkregen waarden moeilijk is.

Er bestaan ook uitgebreidere varianten op de biotope evaluation methoden. Deze nemen niet alleen de habitatwaarde mee, maar ook het verlies/winst aan functies en diensten. Dit kunnen ook belevingswaarden zijn. De volgende voor- en nadelen van deze methodiek zijn genoemd (Darbi en Tausch, 2010; REMEDE deliverables D12 en D7, 2008;)

Voordelen	Nadelen
Eenvoudige procedure, ook in verhouding tot complexere ruimtelijke-expliciete procedures	Diverse natuurlijke elementen zijn alleen heel algemeen opgenomen (geen specificatie van bijv. kleine landschapselementen, lineaire elementen)
reproduceerbaar	Risico op eenzijdige compensatie-inspanning door voorkeur voor biotooptypen die tegen relatief lage kosten veel punten opleveren.
Hoge mate van acceptatie vanwege (schijnbaar) objectieve rekenmethode	Focus op het complete verlies van een ecosysteem. Negatieve effecten door brand of uitstoot worden niet meegenomen.
Vaststaande uitkomsten	Beoordeling van 'interim losses' is momenteel onvoldoende geïmplementeerd en verschilt significant tussen de verschillende procedures.
Hoge mate van juridische zekerheid, met name als andere factoren (zoals abiotiek) zijn meegenomen.	Beperkte overweging van ruimtelijke samenhang/fragmentatie
Brede acceptatie bij Duitse overheden	Beperkte overweging van ruimtelijke context, abiotische processen zoals hydrologie ed, onafhankelijk van het biotoop zelf, alsmede functies die onafhankelijk zijn van het biotoop.
Toepassing van indicatoren die makkelijk te onderscheiden zijn in het veld en die complexe parameters samenvatten	Het bepalen van de biotoopwaarden en verrekening met oppervlakte is subjectief en kan risico's van netto verlies met zich meebrengen

Beschikbaarheid van goede geodata is een vereiste (is voorhandig in Duitsland)	Inflexibel / onmogelijk om case-specifieke waarden mee te nemen door de grove categorieën.
Een uitgebreide methode voor berekeningen t.a.v. oppervlakte en ruimte(?)	De uitbreiding van de basis van de evaluatie (bijv het meenemen van andere aspecten) is nog niet mogelijk door het ontbreken van goede onderliggende waardebeoordelingen.
	Het risico bestaat dat het ene biotoop volledig vervangen kan worden door een ander biotoop.

9. Compensation area coefficients

Bij deze methodieken worden compensatievereisten en plichten uitgedrukt in een oppervlakte ratio. Er zijn minimum en maximumwaarden aangegeven. De hoogte van de ratio wordt bepaald door de waarde van het aangetaste gebied. Compensation area coefficients zijn meestal onderdeel van een andere methodiek, zoals de biotope valuation methods (zie 8). Ratio's worden over het algemeen bepaald op een case-by-case basis, door experts, en niet volgens vaststaande formules. Er wordt geen rekening gehouden met netto verlies/winst, alleen met de waarde voor impact, en de waarde na compensatie. De volgende voor- en nadelen van deze methodiek zijn genoemd (Darbi en Tausch, 2010; REMEDE deliverable D7, 2008;)

Voordelen	Nadelen
Eenvoudige procedure	Diverse natuurlijke elementen zijn alleen heel algemeen opgenomen
Reproduceerbaar	Risico op eenzijdige compensatie-inspanning door voorkeur voor biotooptypen die tegen relatief lage kosten veel punten opleveren.
Hoge mate van acceptatie vanwege (schijnbaar) objectieve rekenmethode	Focus op het complete verlies van een ecosysteem. Negatieve effecten door brand of uitstoot worden niet meegenomen.
Vaststaande uitkomsten	Beoordeling van 'interim losses' is momenteel onvoldoende geïmplementeerd en verschilt significant tussen de verschillende procedures.
Standaardisatie en flexibiliteit	De verantwoording van de grootte van de compensatie-coëfficiënten is onduidelijk (bepaling is in zekere mate arbitrair)
Verminderen van complexiteit	Oppervlakte – waarde relatie is dubieus
Geode opbrengst/kost balans mbt de grootte van het te compenseren gebied (?)	Nadruk op oppervlakte kan er voor zorgen dat andere functionele relaties niet meegenomen worden.
Versterken/aanpassen van expert beoordeling dmv de min-max waarden	
Benodigde oppervlakte compensatienatuur is gemakkelijk vooraf te bepalen	

10. Cost-of-restoration approaches ((wieder)Herstellungskostenansatz)

In deze methodiek wordt geschat wat herstel van het aangetaste gebied tot de oorspronkelijke staat (voor aantasting) zou kosten. Vervolgens moet compensatie plaatsvinden voor het bedrag dat uit de kostenraming volgt. Er is zowel in-kind als out-of-kind compensatie mogelijk. Kosten voor beheer voor 25 jaar wordt meegenomen. De volgende voor- en nadelen van deze methodiek zijn genoemd (Darbi en Tausch, 2010; REMEDE deliverable D7, 2008;)

Voordelen	Nadelen
Eenvoudige procedure	Diverse natuurlijke elementen zijn alleen heel algemeen opgenomen
Reproduceerbaar	Risico op eenzijdige compensatie-inspanning door voorkeur voor biotooptypen die tegen

	relatief lage kosten veel punten opleveren.
Hoge mate van acceptatie vanwege (schijnbaar) objectieve rekenmethode	Focus op het complete verlies van een ecosysteem. Negatieve effecten door brand of uitstoot worden niet meegenomen.
Vaststaande uitkomsten	Beoordeling van 'interim losses' is momenteel onvoldoende geïmplementeerd en verschilt significant tussen de verschillende procedures.
Standaardisatie en flexibiliteit	De verantwoording van de grootte van de compensatie-coëfficiënten is onduidelijk (bepaling is in zekere mate arbitrair)
Verminderen van complexiteit	Oppervlakte – waarde relatie is dubieus
Geode opbrengst/kost balans mbt de grootte van het te compenseren gebied (?)	Nadruk op oppervlakte kan er voor zorgen dat andere functionele relaties niet meegenomen worden.
Versterken/aanpassen van expert beoordeling dmv de min-max waarden	
Benodigde oppervlakte compensatienatuur is gemakkelijk vooraf te bepalen	

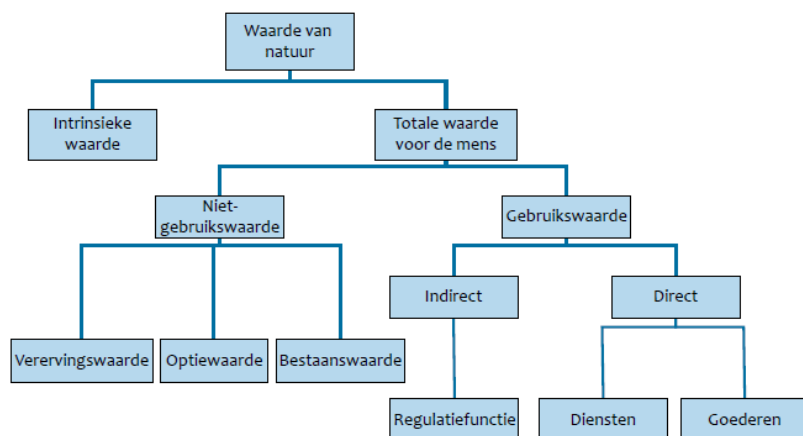
11. Moilanen et al. Methodiek voor het bepalen van risico's bij compensatienatuur

De gangbare manieren om compensatie ratio's vast te stellen houden geen/nauwelijks rekening met onzekerheden in de uitkomsten van compensatie. Wanneer de uitkomsten van compensatie tegenvallen, resulteert dit in een netto verlies van waarde – iets wat vrijwel alle compensatiemethodieken zeggen te willen voorkomen. Een evaluatie van wetland compensatie bewijst inderdaad dat in veel gevallen er netto verlies optreedt omdat de gestelde of in praktijk gerealiseerde ratio's te laag waren (Quigley & Harper 2006). Moilanen et al. (2008) demonstreert dat wanneer men zeker wil zijn dat geen netto verlies van natuurwaarden optreedt (i.e. dat compensatie exact dezelfde natuurwaarden creëert), er rekening gehouden moet worden met de onzekerheden die natuurherstel en herstelmaatregelen (ecologische, abiotische en menselijke factoren) met zich meebrengen, en eventueel met een 'inflatiecorrectie' omdat de nieuwe natuur pas op termijn beschikbaar is. De methode resulteert in exorbitante ratio's die oplopen tot 1:300. Deze kunnen echter genuanceerd worden wanneer men bedenkt dat ook wanneer er niet 'exact de verloren gegane waarden' hersteld worden, er wel andere natuurwaarden ontstaan die ook kunnen bijdragen aan biodiversiteitsbehoud. Het onderzoek toont echter wel aan dat 'verlies zeker is, terwijl herstel in de toekomst onzeker is' en is daarmee een pleidooi voor het tijdigheidsbeginsel, waarbij compensatie vooraf plaatsvindt.

3.2. Economische rekenregels

12. Naar Ruijgrok et al, 2004. Waardering van natuur voor MKBA's (in PLB 2009)

Natuur kent een intrinsieke waarde en een waarde voor de mens, door te voorzien in verschillende behoeften, zie figuur:



Uitsplitsing van de waarde van natuur (Bron: gebaseerd op Ruijgrok et al., 2004).

Het afleiden van de waarde van natuur uit de waarde van geleverde functies, diensten en goederen is evenwel ingewikkeld, tijdrovend en kostbaar. Bovendien is uiterste zorgvuldigheid vereist, omdat de waarde van natuur veelal locatie specifiek is. Dit maakt dat de monetaire waarde van natuur in de praktijk lastig te bepalen is (PBL, 2009).

13. Witteveen + Bos, 2006. Kentallen voor waardering van natuur

Kentallen of kengetallen natuur zijn indicatoren die gebruikt kunnen worden voor zowel de kwantificering als de monetaisering van fysieke en welvaartseffecten van projecten op natuur. Met een effectsbepalingstabel worden de welvaartseffecten bepaald vanuit de fysieke effecten zoals die in bijv. MER zijn beschreven. Deze welvaartseffecten hebben ieder een eigen kwantificering van de baten.

Er worden daarbij fysieke effecten onderscheiden zoals areaalverlies, verdroging, verontreiniging, vernatting, verstoring, versnippering etc. Bij deze fysieke effecten horen achterliggende voorwaardefuncties zoals:

- Standplaatsfunctie bij areaalverlies
- Retentiefunctie bij verdroging
- Netwerkfunctie bij versnippering
- Koolstofvastleggingsfunctie bij verdroging

Ook worden welvaartseffecten onderscheiden, zoals houtoogst, schone lucht, vaarmogelijkheden, recreatieve beleving, woongenot etc. De baten van deze welvaartseffecten (*tegenwoordig spreken we van ecosysteemdiensten MB*) kunnen worden gekwantificeerd zoals:

- prijs per kg hout;
- kg N per ha/jr;
- winst op aantal overnachtingen per jaar;
- baggerkosten per kuub schoon sediment

Deze gemonetariseerde baten zijn in aparte tabel weer toegerekend aan aantal natuurtypen (loofbos, naaldbos, heide, grasland, slik/schor/plaat/kwelder, strand).

Conclusie: deze methodiek kan behulpzaam zijn om verloren gegane natuur uit te drukken in kosten, waarbij de kosten echter alleen gebaseerd zijn op welvaartseffecten, dus de waarde voor de mens en géén rekening wordt gehouden met de intrinsieke waarde (en bijvoorbeeld uniciteit, soortenrijkdom etc.).

14. Ecorekeningen (Ökokonto) – Duitsland; Küpfer 2008.

Ecorekeningen worden in Duitsland gebruikt om planning en realisatie van mitigatie en compensatie maatregelen (bijv. In context Environmental Impact Assessment) te vereenvoudigen en te optimaliseren. Sinds 1998 zijn diverse ecoberekeningen in werking op gemeentelijk en regionaal niveau. In het algemeen zou een ecoberekening ontwikkeld moeten worden op basis van een regionale (minimaal gemeentelijk niveau) ruimtelijke, landschappelijke visie. De mogelijkheden die het gebied heeft ten aanzien van ecologische

verbeteringen worden hierbij in kaart gebracht. De geschikte en beschikbare percelen worden hierbij opgenomen in een 'pool'. Wanneer maatregelen op één van deze percelen gerealiseerd zijn, wordt het 'tegoed' bijgeschreven op de ecorekening, en dit kan vervolgens gebruikt worden ter compensatie van een ingreep. Zie voor mogelijke berekeningen van de ecopunten methoden 8-10 met hun voor-en nadelen.

Literatuur

Bie, S. de & J. van Schaick, 2011 COMPENSATING BIODIVERSITY LOSS Dutch companies' experience with biodiversity compensation, including their supply chain, The 'BioCom' Project. De Gemeeynt, Klarenbeek. Pb2011-001

Brian D.J. Briggs, David A. Hill, Robert Gillespie, 2008. Habitat banking—how it could work in the UK. *Journal for Nature Conservation*.

Briggs, B. D. J., D. A. Hill, et al. (2009). "Habitat banking—how it could work in the UK." *Journal for Nature Conservation* 17(2): 112-122.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/B7GJ6-4VPV8T6-1/2/c22753408797f598b83ef7fb122558ac>

Broekmeyer, M., P. Opdam & F. Kistenkas, 2009. Natura 2000: veerkrachtige gebieden of significante gevolgen? In: *Vakblad Natuur Bos en Landschap*, pp 14-15.

Bruggeman, D. J., M. L. Jones, et al. (2005). "Landscape equivalency analysis: Methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits." *Environmental Management* 36(4): 518-534. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-004-0239-y>

Bruggeman, D., M. Jones, et al. (2009). "Relating tradable credits for biodiversity to sustainability criteria in a dynamic landscape." *Landscape Ecology* 24(6): 775-790.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-009-9351-y>

Chapman, D. & K. Lejeune, 2007. Review Report on Resource Equivalence Methods and Applications. REMEDE FP6 project deliverable.. www.envliability.eu.

Dalang, T. & A.M. Hersperger, 2010. How much compensation do we need? Replacement ratio estimates for Swiss dry grassland biotopes. In: *Biological Conservation* 143 (2010) 1876–1884.

DECC NSW, 2009. The science behind Biobanking.
<http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/calculator.htm>
 Department of Environment and Climate Change (2009). The science behind biobanking. Sydney.
<http://www.environment.nsw.gov.au/resources/biobanking/09476biobankingscience.pdf>

Dunford, R. W., T. C. Ginn, et al. (2004). "The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments." *Ecological Economics* 48(1): 49-70.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2003.07.011>

Eftec report "the use of market based instruments for biodiversity protection – the case of habitat banking".
http://ec.europa.eu/environment/enveco/pdf/eftec_habitat_technical_report.pdf

Gordon, A., et al. (2011). Assessing the impacts of biodiversity offset policies. In: *Environmental Modelling & Software*, doi:10.1016/j.envsoft.2011.07.021

Kiesecker, J.M., H. Copeland et al., 2009. A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. In: *BioScience* 59(1): 77-84.

Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocewicz, A. & McKenney, B. (2010) Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 261-266.

KÜPFER, C. (2008): The eco-account: a reasonable and functional means to compensate ecological impacts in Germany. In: *Schriftenreihe des Institut Superior de Agronomia (ISA), Universidade Técnica de Lisboa*

LNV, 2007. Spelregels EHS: Beleidskader voor compensatiebeginsel, EHS-saldobenadering en herbegrenzen EHS. *Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit*. Den Haag, Tweede Kamer, vergaderjaar 2006-2007, 30 825, nr. 6.

McKenney, B.A. & J.M. Kiesecker, 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. In: *Environmental Management* 45: 165-176. Springer Verlag.

Moilanen, A., A. Van Teeffelen, et al. (2009). "How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat." *Restoration Ecology* 17(4): 470-478. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x>

Morris, R. K. A., I. Alonso, et al. (2006). "The creation of compensatory habitat--Can it secure sustainable development?" *Journal for Nature Conservation* 14(2): 106-116. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2006.01.003>

National Oceanic and Atmospheric Administration (2000). "Habitat Equivalency Analysis: An Overview." from <http://www.darp.noaa.gov/library/pdf/heaoverv.pdf>.

Oles (2001). "Ökopunkt is nicht gleich Ökopunkt." *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33(7): 213-217.

Parkhurst, G. M. and J. F. Shogren (2003). "Evaluating incentive mechanisms for conserving habitat." *Natural Resources Journal* 43(4): 1093-1149. http://lawlibrary.unm.edu/nrj/43/4/07_parkhurst_shogren_incentive.pdf

Quigley, J. T., and D. J. Harper. 2006b. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. *Environmental Management* 37:351-366.

Ray, G. L. (2008). *Habitat Equivalency Analysis: A Potential Tool for Estimating Environmental Benefits*. Vicksburg, MS: U.S., Army Engineer Research and Development Center. <http://www.dtic.mil/cgi-bin/GetTRDoc?AD=ADA475708&Location=U2&doc=GetTRDoc.pdf>

Roach, B. and W. W. Wade (2006). "Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis." *Ecological Economics* 58(2): 421-433.

Sijtsema, F.J., A. van Hinsberg, S. Kruitwagen & F.J. Dietz, 2009. *Natuureffecten in de MKBA's van projecten voor integrale gebiedsontwikkeling*. PBL publicatie 500141004.

Ten Kate, K., Bishop, J., and Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.

Tischew, S., A. Baasch, et al. "Evaluating Restoration Success of Frequently Implemented Compensation Measures: Results and Demands for Control Procedures." *Restoration Ecology* 18(4): 467-480. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00462.x>

Wissel, S., Wätzold, F. (2010): A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation, *Conservation Biology*, 24/2, 404-411.

Witteveen+Bos, 2006. Kentallen waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap, Hulpmiddel bij MKBA's.

Woldendorp, H.E, 2010. Natuurinclusief ontwerpen, saldering en habitatbanking; meer dan modeverschijnselen?