

Advies betreffende de ecologische effecten van tijdelijke natuur

Nummer:	INBO.A.2012.168
Datum advisering:	30 April 2013
Auteurs:	Lieve Vriens, Ralf Gyselings, Joachim Mergeay, Erika Van den Bergh
Contact:	Lieve Vriens (lieve.vriens@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	e-mail van 6 december 2012
Geadresseerden:	Agentschap voor Natuur en Bos T.a.v. Carl De Schepper Centrale Diensten Koning Albert II-laan 20 bus 8 1000 Brussel carl.deschepper@lne.vlaanderen.be
Cc:	Agentschap voor Natuur en Bos Jeroen Panis (jeroen.panis@lne.vlaanderen.be)

AANLEIDING

Er zijn heel wat gronden zonder groene bestemming, waar –in afwachting van de uiteindelijke bestemmingsrealisatie- natuur zich spontaan ontwikkelt. De realisatie achteraf van de geëigende bestemming van deze terreinen impliceert vaak noodzakelijkerwijs het wegnemen en/of vernietigen van de natuurwaarden. Men spreekt daarom van tijdelijke natuur. Dit concept is op zich niet voorzien in de natuurbehoudswetgeving waardoor er een aantal juridische knelpunten bestaan. Omwille van deze rechtsonzekerheid zijn projectontwikkelaars terughoudend t.a.v. de (tijdelijke) ontwikkeling van natuur op hun terreinen.

Het Agentschap voor Natuur en Bos (verder kortweg ANB) wenst een passend juridisch kader te scheppen waarbinnen betrokken actoren op een maximaal rechtszekere wijze initiatieven rond tijdelijke natuur kunnen nemen. Er moet o.a. nagedacht worden onder welke voorwaarden het concept toegestaan kan worden. Het laten ontwikkelen en het verwijderen van tijdelijke natuur zou als één handeling kunnen beschouwd worden, waarvoor dan een overkoepelende vergunning afgeleverd wordt. Deze vergunning houdt een afwijking in voor een aantal beschermde vegetaties en soorten die mogen worden weggenomen bij het einde van het tijdelijke natuurproject.

Aan tijdelijke natuur zijn dus juridisch-beleidsmatige, maar ook ecologische aspecten verbonden. Deze werden verkend door een adviesbureau (Van Kreveld & Braakhekke, 2012 en Van Kreveld, 2012) en kwamen aan bod in Nederlandse studies naar de ecologische effecten van tijdelijke natuur (Bureau Stroming & Linnartz, 2006; Reker & Braakhekke 2007). Een eerder INBO-advies (INBO.A.2012.109) gaf reeds aan dat er ecologische meerwaarden en meerwaarden op het vlak van ecosysteemdiensten kunnen voortvloeien uit tijdelijke natuur. Geen van deze verkenningen is echter ten gronde uitgewerkt; er blijft nood aan een verdere kennisopbouw om het concept operationeel te maken.

VRAAGSTELLING

1. Doet de afwijking voor een tijdelijke natuurproject afbreuk aan het streven naar een gunstige staat van instandhouding van populaties?
2. Is tijdelijke natuur in het belang van de bescherming van de wilde flora en fauna en van de instandhouding van de natuurlijke habitats?

TOELICHTING

In dit advies zullen we eerst kort toelichten wat er begrepen wordt onder het concept tijdelijke natuur, welke groepen van soorten of habitattypes zouden kunnen profiteren van dit concept en welke niet of minder. We gaan na in hoeverre de landschappelijke context en de oppervlakte een invloed heeft op het belang van tijdelijke natuur.

De positieve effecten die van belang zijn voor de bescherming van de wilde flora en fauna en de instandhouding van natuurlijke habitats worden besproken.

De negatieve effecten van tijdelijke natuur worden onder de loep genomen om te kunnen oordelen of via het concept afbreuk gedaan wordt aan het streven om populaties in een gunstige staat van instandhouding te behouden of brengen. Er wordt bekeken onder welke omstandigheden of voorwaarden eventuele negatieve effecten vermeden kunnen worden.

Als vertrekbasis dienen de in de aanleiding vermelde studies, aangevuld met praktijkvoorbeelden uit de wetenschappelijke literatuur. Hierbij moet worden opgemerkt

dat de beoordelingen die we meegeven in dit advies deels gebaseerd zijn op 'expert judgement'. Een grondige literatuurstudie en scenariomodellering zou een nuttige aanvulling zijn.

1. Wat is tijdelijke natuur?

1.1 Het juridisch concept tijdelijke natuur (Van Kreveld & Braakhekke, 2012)

Als definitie voor tijdelijke natuur komt uit deze studie in opdracht van ANB naar voor: "*Tijdelijke Natuur houdt in dat, in afwachting van de uiteindelijke bestemmingsrealisatie van een terrein, op dat terrein, dat bij de start van het project geen groene bestemming heeft, natuurontwikkeling tijdelijk wordt toegelaten, die later weer weg genomen kan worden met een maximale rechtszekerheid voor de grondeigenaar.*" Belangrijke punten uit die studie hierin zijn:

- Tijdelijke natuur kan ten allen tijde door de grondeigenaar worden verwijderd teneinde de grond te gebruiken voor andere doelen. In de studie wordt uitgegaan van een ondergrens van minimaal 1 groeiseizoen. Tijdelijke natuur kent geen echte bovengrens. De compensatieplicht voor bos volgens het Bosdecreet¹ en na 22 jaar blijft wel gelden. In de stuurgroep van de studie in opdracht van ANB werd gedacht aan het verlenen van vergunningen voor een periode van 10 jaar. In dit advies wordt daarom in eerste instantie van een tijdshorizont van 10 jaar uitgegaan.
- Het terrein waarop tijdelijke natuur zich ontwikkelt, heeft geen groene bestemming. Dit impliceert niet dat deze terreinen natuurarm zijn bij de aanvraag van de (nog uit te werken) vergunning. Bij de vergunningverlening moet daarom de referentiesituatie gekend zijn.
- In de stuurgroep betreffende de studie (Van Kreveld & Braakhekke, 2012) werd besloten dat er geen specifieke natuurdoelen nagestreefd worden in tijdelijke natuur. **Zo is het bijvoorbeeld niet de bedoeling dat tijdelijke natuur bijdraagt tot het behalen van instandhoudingsdoelstellingen.** Tijdelijke natuur mag geen vervanger worden van permanente natuur. Het al dan niet vergunnen van tijdelijke natuur binnen Speciale Beschermingszones vraagt verder onderzoek, maar wordt niet a priori uitgesloten.

1.2 Tijdelijke natuur ecologisch gezien

Tijdelijke natuur kan zeer divers zijn. Wanneer men de natuur zijn gang laat gaan, zullen zich -afhankelijk van de abiotische factoren van de uitgangssituatie- verschillende vegetatietypes ontwikkelen en (dier)soorten vestigen. De vegetatieontwikkeling is ook afhankelijk van de in de bodem aanwezige zaadbank en zaadplanten in de directe omgeving.

Van Kreveld & Braakhekke (2012) stelden een praktische typologie op. Hierbij onderscheiden zij vier types op basis van de voedselrijkdom en vochtigheid van de bodem. Deze bodem is bij aanvang kaal. Voorts onderscheiden zij een ruderaal type, waarbij verstoorde situaties in een bebouwde omgeving de uitgangssituatie vormen. Het zesde type heeft als uitgangssituatie een grasland met gesloten grasmat.

- o tijdelijke natuur op een arme vochtige bodem
- o tijdelijke natuur op een arme droge bodem
- o tijdelijke natuur op een rijke droge bodem

¹ Bosdecreet 13/06/1990. Belgisch Staatsblad 28/09/1990 en wijzigingen

- o tijdelijke natuur op een rijke vochtige bodem
- o tijdelijke natuur op een kale ruderaal bodem
- o tijdelijke natuur vertrekkende van een gesloten grasmat

In deelrapport 3 van de studie ([Van Kreveld, 2012](#)) worden naast abiotiek, ontstaansgeschiedenis... de pioniersfase, vroege fase en late fase van successie beschreven. De duur van deze fasen verschilt van type tot type. De late fase, waarin struiken en bomen dominant zijn, wordt vaak niet bereikt omdat de natuur eerder verwijderd wordt om de bestemming van het terrein te realiseren. Successie kan natuurlijk ook tegengegaan worden via een gericht beheer.

De auteurs merken terecht op dat de natuur zich niet zo gemakkelijk in hokjes laat plaatsen en dat in realiteit de grenzen niet strikt zijn. Op één terrein kunnen verschillende natuurtypen voorkomen (bv. bij een gradiënt van droog naar nat) of veranderen abiotische condities in de loop van de tijd.

Ecologisch gezien is tijdelijke natuur een tijdelijke uitbreiding van een habitat, potentieel leef- of voortplantingsgebied van soorten. Het eerdere INBO-advies ([Gyselings et al., 2012](#)), -INBO monitoringsgegevens (o.a. [Gyselings et al., 2009 en 2011](#); [Spanoghe 2010](#), [Stienen & Courtens 2009](#)) en literatuur uit het buitenland ([Eyre et al., 2003](#); [Macadam & Bairner 2012](#); [Meffert & Dziocck 2012](#); [Vliegthart 2012](#)) geven aan dat tijdelijke natuur een tijdelijk onderkomen kan bieden aan (zeldzame) soorten, die anders geen of te weinig geschikt habitat vinden.

Tijdelijke natuur kan ook fungeren als een tijdelijke stapsteen tussen permanente natuurgebieden. Door de tijdelijke stapsteen verhoogt de kans dat het ene gebied vanuit het andere gekoloniseerd raakt, of dat er tijdelijk gene flow tussen beide gebieden kan bestaan.

Tijdelijke natuur kan gebruikt worden als een extra rust- of foerageergebied voor dieren die trekgedrag vertonen, zoals vogels en enkele vleermuissoorten ([Bureau Stroming & Linnartz, 2006](#)).

Ook op het vlak van ecosysteemdiensten kan tijdelijke natuur een rol vervullen ([Gyselings & Turkelboom, 2012](#)). Dit is, net zoals bij de ecologische effecten, contextafhankelijk en ook hier kan de meerwaarde slechts tijdelijk zijn, waarbij een na-ijl effect kan optreden.

1.3 Welke groepen van soorten of habitattypes kan men verwachten in tijdelijke natuur?

Bij tijdelijke natuur hebben we vaak te maken met soortenarme uitgangssituaties. Het terrein moet nog gekoloniseerd worden. Het kolonisatie- en concurrentievermogen van een soort bepaalt dus samen met de habitatvoorkeur (onrechtstreeks de abiotische omstandigheden) welke soorten zich zullen vestigen in tijdelijke natuur.

Onderzoekers van het Bureau Stroming & Linnartz (2006) maakten een onderscheid tussen pioniers en soorten van vroege successiestadia enerzijds en soorten van late successiestadia anderzijds. Voor verschillende uitgangssituaties werd gekeken hoe bepaalde soorten reageren op tijdelijke natuur. Hieruit concluderen zij het volgende:

- Vooral de pioniers en "vroege" soorten zullen van tijdelijke natuur profiteren. Zij zijn hieraan aangepast. Ze komen snel, gebruiken het gebied als stepping stone of tijdelijk brongebied en verdwijnen weer als latere successiestadia aanbreken of de tijdelijke natuur verwijderd wordt. Mobiele soorten trekken weg of vestigen zich niet meer (bv. trekvogels). Van de niet-mobiele soorten, zoals planten, zal een deel van de populatie verloren gaan. Bij planten is het succes afhankelijk van de

verspreiding van hun zaden. Vissen en amfibieën kunnen wegtrekken, maar desondanks zal een deel van de populatie verloren gaan. Maar door de succesvolle reproductie in tijdelijke natuur is de kans vergroot om andere, nieuwe gebieden te koloniseren waarmee de totale populatie beter af is. Voor Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten die deze strategieën volgen, zal tijdelijke natuur winst zijn.

- De soorten van een later successiestadium zullen weinig of niet profiteren, maar ook geen negatieve effecten ondervinden. De kans is klein dat "late" soorten in een tijdelijk natuurgebied terechtkomen, omdat ze er geen geschikt (broed)biotoop vinden. Duiken ze toch op dan zijn de bron- en stepping stone functies voor deze soorten beperkt en na definitieve inrichting blijft op zijn best een deel van de populatieaanwas behouden.

Van Kreveld (2012) somt voor ieder successiestadium een aantal kenmerkende soorten en vegetaties op. De auteur geeft aan dat de gegeven soorten slechts voorbeelden zijn en dat er zich uiteraard ook andere soorten kunnen vestigen.

Snep et al. (2001) geven een aantal mogelijke scenario's van inrichting en beheer van braakliggende terreinen en leidingstroken in het Rotterdamse havengebied, rekening houdend met de ligging t.o.v. zee, duinen en rivier en de voedselarme bodem (opgespoten zand). Afhankelijk van de uitgangssituatie, kale grond of blijvend grasland, verwacht men een successie van pioniers- naar grasvegetatie en van grasvegetaties naar struweel. In bijlage geven ze een lijst van broedvogels en dagvlindersoorten in het Rotterdamse havengebied.

Opmerkingen en aanvullingen

Doordat tijdelijke natuur overwegend pioniershabitat zal zijn, zullen pionierssoorten er inderdaad meer gebruik van kunnen maken. Daarenboven hebben deze soorten dikwijls een goed dispersievermogen, vermits zij van nature gebonden zijn aan een kortlevend habitat. Als het tijdelijk natuurgebied al in een verder gevorderd stadium verkeert bij aanvang, kunnen ook soorten van latere successiestadia die nog niet aanwezig waren ten tijde van de basisinventarisatie het gebied koloniseren. Welke soorten tijdelijke natuur kunnen koloniseren zal dus afhangen van de uitgangssituatie (isolatie, kwaliteit en de oppervlakte van het gebied).

Europees beschermde vegetaties worden niet direct verwacht op tijdelijke natuurterreinen, vermits zij meestal een lange ontwikkelingsduur hebben of pas ontstaan na een gericht beheer, maar de ontwikkeling ervan in tijdelijke natuur wordt niet uitgesloten.

1.4 Wat is de invloed van de landschappelijke context?

Of soorten zich vestigen in tijdelijke natuur hangt voor een groot deel af van de aanwezigheid van soorten in een ruimere omgeving, de geschiktheid/zeldzaamheid van het biotoop dat zich ontwikkelt en daaraan gekoppeld de uitgangssituatie. Bovendien is het voor het voortbestaan van de aanwezige soorten belangrijk dat er nieuw habitat voorhanden is op het moment dat tijdelijke natuur wordt opgeruimd. (Gyselings & Turkelboom, 2012). Voor soorten met een klein dispersievermogen is het daarenboven van belang dat tijdelijke natuur deel uitmaakt van een netwerk van gebieden met geschikt habitat waartussen de afstanden voldoende klein zijn. Het dispersievermogen is daarbij niet altijd een intrinsieke eigenschap van de soort zelf, maar hangt ook af van de connectiviteit/permeabiliteit van de omgeving. Harde barrières, zoals drukke wegen, spoorwegen, steile wanden kunnen dispersie tegenwerken.

Het belang van connectiviteit wordt aangetoond in het Antwerpse havengebied. Naarmate de schaarse ruimte economisch ontwikkeld werd, dreigden leefgebieden van de

rugstreeppad geïsoleerd te worden. Om een duurzame populatie binnen het havengebied te garanderen werd een groot netwerk van stapstenen, corridors en kerngebieden voorgesteld (Ottburg et al., 2007). Sinds het begin van de monitoring in 2003 blijken zich twee evoluties af te tekenen. Enerzijds was er de versnippering van de aanvangspopulaties in het centrale havengebied met een verplaatsing van de populaties naar de buitenrand, waar nieuwe poelen werden gecreëerd binnen de ruggengraatstructuur zoals voorgesteld. Anderzijds werd sinds 2007 een kolonisatie van gebieden buiten het opgespoten gedeelte van de Linkerscheldeoever vastgesteld. Jaar na jaar versterkten zich de populaties in deze nieuwe gebieden (Gyselings et al., 2009).

1.5 Wat is de invloed van de oppervlakte van een tijdelijk natuurgebied?

In de eerste plaats is de oppervlakte van het tijdelijk natuurgebied voor bepaalde soorten een bepalende factor of die zich er al dan niet zullen vestigen. Opdat vervolgens de zich gevestigde soorten stabiele populaties vormen, moet de oppervlakte voldoende groot zijn. Hierbij kunnen de criteria voor het behalen van een gunstige staat van instandhouding gehanteerd worden (Adriaens et al., 2008; T'jollyn et al., 2009). Om positieve effecten te kunnen genereren op hogere schaal en ook na het verwijderen van de tijdelijke natuur is het bovendien van belang dat er voldoende connectiviteit is met de metapopulatie (zie punt 2.4).

2. Wat zijn de positieve effecten van een tijdelijke uitbreiding van een habitat?

2.1 Tijdelijke natuur geeft een impuls aan pioniers- en vroege soorten

Omschrijving effect

In veel gevallen is tijdelijke natuur een geschikt biotoop voor pioniers- en vroege soorten. De gunstige omstandigheden worden ten volle benut en de populaties verstevigen.

Argumentatie en voorbeelden

Onderzoekers (Bureau Strooming & Linnartz, 2006; Reker & Braakhekke, 2007) stellen dat tijdelijke natuur kan functioneren als kolonisatiekern. In het projectgebied is er een tijdelijk effect: planten en dieren vestigen zich, nemen toe in aantal maar verdwijnen op die plaats op het moment dat het terrein een andere functie krijgt. Maar omdat dieren of plantenzaden zich vanuit dit tijdelijke habitat verspreiden naar de omgeving, is er een blijvend positief effect op de totale populatie. Het tijdelijk natuurgebied kan ook fungeren als tijdelijke stepping stone en er zodoende voor zorgen dat pioniers en soorten van vroege successiestadia beter andere geschikte gebieden kunnen bereiken.

Bureau Strooming & Linnartz (2006): "De inpoldering van respectievelijk Noordoostpolder, Oostelijk en Zuidelijk Flevoland heeft laten zien dat moerasvogels als grauwe gans, bruine kiekendief en baardmannetje daadwerkelijk in staat zijn om langdurig en zelfs internationaal te profiteren van tijdelijk moerasnatuur."

Opmerkingen en aanvullingen

Tijdelijke natuur kan inderdaad in theorie door het creëren van bijkomende gebieden stepping stones genereren die de verbondenheid van een populatienetwerk verbeteren en zo de te overbruggen afstanden verminderen (Hanski, 1998; Young et al., 2000). Of dit in werkelijkheid zo is, hangt af van de omgeving. Als in de omgeving nog overig bereikbaar pioniershabitat voorkomt en de tijdelijke natuur dus deel uitmaakt van een habitatnetwerk, zal er een reële kans zijn op positieve effecten, die mogelijk van langdurige of blijvende aard zijn. Dit impliceert niet dat er geen negatieve effecten

kunnen optreden als gevolg van het feit dat bepaalde soorten enorm toenemen in tijdelijke natuur. Negatieve effecten zijn o.a. mogelijk indien de tijdelijke natuur fungeert als een ecologische val in het populatienetwerk (zie punt 3.3).

2.2 Door een tijdelijke stijging van de populatie kan tijdelijke natuur zorgen voor een verduurzaming van populaties.

Omschrijving effect

Door een sterke groei van de populatie in tijdelijke natuur verstevigt de populatie in aantal (zie punt 2.1) of neemt de genetische diversiteit minder snel af, wat bijdraagt aan een duurzaam behoud van de genetische variatie van een populatie.

Argumentatie en voorbeelden

Kleine populaties hebben een grotere kans op uitsterven door toevalseffecten (milieuomstandigheden, toevalsprocessen m.b.t. geboorte en sterfte) dan grote populaties. Door toeval gaat ook genetische diversiteit verloren in populaties (genetische drift), waardoor het aanpassingsvermogen van een soort aan veranderende omstandigheden kan afnemen. Vanaf een bepaalde populatiegrootte wordt het verlies aan genetische diversiteit gecompenseerd door het ontstaan van nieuwe mutaties in de populatie, men spreekt van een 'Minimum viable population'. Hoe groot moet deze populatie zijn?

In hun pionierswerk stellen [Franklin \(1980\)](#) en [Soulé \(1980\)](#) dat het evenwicht tussen mutatie en genetische drift ligt bij een effectieve populatiegrootte² van 500 individuen. [Franklin & Frankham \(1998\)](#) stellen dat hiervoor een effectieve populatiegrootte van 500-1000 individuen vereist is. We merken hierbij op dat gemiddeld genomen de effectieve populatiegrootte tienmaal kleiner is dan het aantal volwassen individuen in een populatie ([Frankham 1995](#)), vermits niet alle individuen deelnemen aan de reproductie of gelijke voortplantingskansen hebben.

Door een explosieve groei in tijdelijke natuur kan het zijn dat deze minimumaantallen bereikt worden of wanneer geïsoleerde populaties niet aan dit criterium voldoen, kan -met tijdelijke natuur als stapsteen tussen meerdere kleinere deelpopulaties- de effectieve populatiegrootte van de metapopulatie groter dan 500 worden ([Mergeay 2013](#)).

Opmerkingen en aanvullingen

In een eerder advies geven we reeds aan dat er in de literatuur geen eensgezindheid bestaat over bovenstaande getallen ([Stuyck et al., 2012](#)). [Traill et al. \(2007\)](#) voerden hieromtrent een meta-analyse uit en concluderen dat de grootte van een 'Minimum viable population' zeer context-specifiek is en dat er geen eenvoudige manier bestaat om deze te bepalen.

Het hanteren van een effectieve populatiegrootte van 500 individuen als maatstaf voor een leefbare populatie is een zeer ruwe benadering en mogelijk wordt het positief effect van tijdelijke natuur hierdoor overschat. Dit betekent allerminst dat populaties met een kleinere effectieve populatiegrootte ten dode opgeschreven zijn of mogen opgegeven worden ([Mergeay, 2013](#)).

² De effectieve populatiegrootte (N_e) is een maat voor de genetische variatie binnen de populatie. Vaak wordt het begrip effectieve populatiegrootte vereenvoudigd tot het aantal reproducerende individuen. Dit is enkel correct wanneer de familie grootte (\sim het aantal nakomelingen per paar) van alle reproducerende individuen nagenoeg gelijk is aan 1.

2.3 Tijdelijke natuur kan voor kleine populaties een kritische factor zijn voor het voortbestaan van de populatie.

Omschrijving effect

Zoals onder punt 1.2 reeds vermeld, kan tijdelijke natuur van belang zijn voor een aantal zeldzame soorten, die anders geen of te weinig geschikt habitat vinden.

Argumentatie en voorbeelden

Vermits tijdelijke natuur vaak pionierssituaties betreft en dergelijke dynamische milieus relatief weinig voorkomen in de huidige Speciale Beschermingszones kan het concept een ruggensteun betekenen voor de instandhouding van bepaalde (ernstig) bedreigde soorten. Dit is bijvoorbeeld het geval voor de groenknolorchis in Vlaanderen. Hiervan zijn er slechts twee populaties in Vlaanderen, waarvan de grootste gelegen is in het Linkerscheldeoevergebied in een zone die bedoeld was om later te worden ontwikkeld als bedrijventerrein (Gyselings et al., 2011).

Opmerkingen en aanvullingen

De stelling dat tijdelijke natuur voor kleine populaties een kritische factor kan zijn voor het voortbestaan van de populatie gaat dus op in bepaalde gevallen. Hierbij merken we op dat er bij het concept vooropgesteld wordt dat het niet de bedoeling is dat tijdelijke natuur bijdraagt tot het behalen van instandhoudingsdoelstellingen, maar het valt niet uit te sluiten dat tijdelijke natuur wel essentieel blijkt te zijn voor het behoud van een Bijlage II of IV soort van de Habitatrichtlijn binnen de biogeografische regio.

2.4 Een tijdelijk natuurgebied is een extra "patch" en draagt bij aan de overlevingskans van een soort.

Omschrijving effect

Een metapopulatie wordt gevormd door deelpopulaties die verspreid zijn over verschillende habitatvlekken ("patches") omdat de geschiktheid van een habitat kan wisselen naargelang de milieumomstandigheden. Tijdelijke natuur is een extra habitatvlek waar soorten zich kunnen vestigen als andere habitatvlekken minder geschikt geworden zijn en draagt dus bij aan de overleving van de soort.

Argumentatie en voorbeelden

Een metapopulatie is een set van lokale populaties die met elkaar interageren via uitwisseling van individuen (Levins 1969). De metapopulatie kan enkel overleven als de kolonisatie van onbezette "patches" de uitsterving in bezette "patches" overschrijdt. Gilpin en Hanski (1991) verfijnden het theoretisch concept en in deze publicatie worden een aantal studies betreffende de metapopulatiodynamica gebundeld.

Ook Thrall et al. (2000) merken op dat het metapopulatieconcept een goed 'framework' biedt om een aantal ecologische en ruimtelijke processen te kaderen. Het concept houdt rekening met zowel interacties binnen een populatie (o.a. geboorte, sterfte, competitie) als met processen tussen populaties (o.a. dispersie, gene flow, kolonisatie). De onderzoekers verwijzen naar een aantal praktijkvoorbeelden waarbij metapopulatiemodellering toegepast werd voor de uitwerking van beheermaatregelen voor een aantal diersoorten.

Kattwinkel et al. (2009) tonen aan dat een steeds wijzigende mozaïek van 'brownfields'³ in verschillende stadia van successie kunnen bijdragen aan de biodiversiteit in een urbaan milieu. Via modellering gingen ze voor verschillende scenario's na welke factoren een rol spelen in de biodiversiteit van industriële en stedelijke gebieden in Bremen. Ze concluderen dat abiotische condities en de temporele variatie (hoe lang is de successie al bezig?) een grotere rol spelen dan het wisselende aanbod van nieuwe braakliggende terreinen, vooral voor planten. De insectendiversiteit is in hoge mate afhankelijk van de vegetatiestructuur en -bedekking. Desalniettemin toont de modellering aan dat het voor de biodiversiteit van belang is dat er habitatvlekken van verschillende successiestadia voorkomen en de onderzoekers raden aan minimum 40% van de te ontwikkelen oppervlakte afwisselend braak te laten liggen, met een turnover van 10-15 jaar.

Schippers et al. (2009) onderzochten aan de hand van metapopulatiemodellering wat de mogelijkheden zijn voor het creëren van alternatieve broedplaatsen voor locaties die verdwijnen bij de ontwikkeling van nieuw havengebied. Scenario's tonen aan dat het geplande verlies aan habitat een afname van 41% van de broedpopulatie teweeg zou brengen. Wanneer dezelfde habitatoppervlakte gecompenseerd zou worden binnen het gehele havengebied zou de afname verwaarloosbaar zijn. De creatie van extra broedgebieden buiten de haven leverde zelfs een toename van 25% op. De resultaten van de modellering wijzen tevens op het belang van een overlap in tijd, waarin nieuwe en oude habitatvlekken tegelijkertijd aanwezig zijn en tonen aan dat nieuwe locaties zorgvuldig uitgekozen moeten worden.

Met gebruik van een geografisch informatiesysteem en modellering tracht Cameron (2007) voor een aantal scenario's te voorspellen in hoeverre het mogelijk is een succesvolle metapopulatie te bekomen van de vijfstreepskink (*Eumeces fasciatus*) door habitat Herstel en re-introductie in verlaten groeves in Ontario (Canada). De resultaten geven aan dat het verhogen van het aantal "patches" en het clusteren van die "patches" de duurzaamheid van de metapopulatie significant doet toenemen. Voor eenzelfde aantal geïntroduceerde individuen, heeft een metapopulatie een significant hogere levensvatbaarheid dan een geïsoleerde populatie.

Opmerkingen en aanvullingen

Het is inderdaad zo dat tijdelijk bijkomende en terug verdwijnende patches in een metapopulatie zouden kunnen bijdragen aan de overlevingskans van een soort in een regio. De langdurige overleving van een metapopulatie hangt immers af van het aantal beschikbare patches (Gilpin & Hanski, 1991). Opdat een bijkomende patch een positief effect kan hebben is het vooreerst nodig dat die landschappelijk ingebed is in een functioneel netwerk van habitatpatches. De connectiviteit met andere patches moet aanwezig zijn opdat tijdelijke natuur kan gekoloniseerd raken, en vanuit de tijdelijke natuur andere patches opnieuw bereikt kunnen worden. Tijdelijke natuur kan daarbij de samenhang van het netwerk positief beïnvloeden door het creëren van bijkomende stepping stones. De mate waarin dit effect speelt zal afhangen van het aantal reeds aanwezige patches, hun samenhang, de connectiviteit/permeabiliteit van de omgeving en de levensduur van de het tijdelijke habitat (t.o.v. de generatieduur van de soort). Tijdelijke natuur zal hierin een grotere rol kunnen spelen als het concept succesvol is een zelf ook een deelnetwerk kan vormen binnen de metapopulatie. Dit werd reeds vermeld in Gyselings & Turkelboom (2012).

³ Verwaarloosde of onderbenutte gronden, meestal gelegen binnen bedrijventerreinen, gebieden met oude industriële activiteiten of stedelijk gebied, er kan sprake zijn van bodem- en grondwaterverontreiniging.

3. Wat zijn de negatieve effecten van een tijdelijke uitbreiding van een habitat?

3.1 Vernietiging van tijdelijke habitat en aanwezige soorten

Omschrijving effect

Bij vernietiging van de tijdelijke natuur worden niet-mobiele soorten verwijderd en/of verdwijnen mobiele soorten. Er is mogelijk een indirect effect door het wegvallen van een stapsteen of wanneer soorten massaal een optimaal tijdelijk natuurgebied verkiezen boven een nabijgelegen suboptimaal permanent gebied. In dat geval kunnen soorten in problemen komen bij de vernietiging van de tijdelijke natuur.

Argumentatie en voorbeelden

Onderzoekers van het Bureau Strooming & Linnartz (2006) vermelden dat voor heel wat soorten het tijdelijk karakter geen probleem is. Tal van pioniers- en vroege soorten zijn voor de verwijdering reeds verdwenen, maar hebben zich tijdens het korte verblijf succesvol kunnen voortplanten. De onderzoekers wijzen er echter op dat het verwijderen van tijdelijke natuur een negatieve impact kan hebben op soorten die tijdelijke natuur kiezen voor reproductie en tijdens het voortplantings- en broedseizoen worden verstoord door de start van een (bouw)project. Dit kan volgens hen echter worden voorkomen door vast te leggen dat het verwijderen van tijdelijke natuur alleen buiten het voortplantings- of broedseizoen mag plaatsvinden.

Reker & Braakhekke (2007) stellen dat de negatieve impact van de vernietiging van het tijdelijk habitat op een populatie verwaarloosbaar klein is. Ze argumenteren dat gedurende de looptijd van het tijdelijke natuurproject dieren of plantenzaden zich vanuit het tijdelijk habitat verspreiden naar de omgeving en dat de tijdelijke natuur aldus functioneert als kolonisatiekern. Het verwijderen van de tijdelijke natuur zal volgens hen enkel een negatief effect hebben wanneer de leefomgeving van een soort buiten het projectgebied niet (meer) geschikt is voor die soort. Maar in dat geval schort er iets aan het permanente leefgebied, en kan dit niet geïnterpreteerd worden als een negatief effect van de tijdelijke natuur zelf.

Braakhekke (2012) erkent het probleem, maar stelt dat de zorgplicht voorziet dat soorten terug "verhuisd" worden bij het verwijderen van tijdelijke natuur.

Het onderzoek van Schippers et al. (2009), zie punt 2.4, geeft aan dat indien het te vernietigen habitat gecompenseerd wordt door (nieuw of reeds bestaand) geschikt habitat dat juist gepositioneerd is en wanneer beide habitats gedurende een bepaalde tijd aanwezig zijn, het negatief effect te verwaarlozen is.

Opmerkingen en aanvullingen

Het opleggen van bovenstaande randvoorwaarden (minder mobiele soorten zoveel mogelijk verplaatsen, beperken periode waarin de "opruiming" mag gebeuren) beperken inderdaad de directe negatieve impact van de verwijdering van tijdelijke natuur. Het wegvallen van de tijdelijke natuur heeft in principe geen effect op de regionale staat van instandhouding vermits het niet de bedoeling is dat tijdelijke natuur bijdraagt tot het behalen van instandhoudingsdoelstellingen (zie punt 1.1). Bovendien spelen meestal spontane processen een rol in de ontwikkeling van tijdelijke natuur: plantenzaden verspreid door de wind vinden er een geschikte voedingsbodem, diersoorten trekken weg uit het oorspronkelijk habitat omwille van een te hoge populatiedichtheid (competitie voor voedsel, territorium of sekspartner) of er is toevallige uitwisseling van individuen. In dergelijke gevallen heeft de verwijdering van de tijdelijke natuur geen invloed op de bronpopulatie of op de staat van instandhouding van de metapopulatie, aangezien ze er bij aanvang ook niet toe bijdroeg.

3.2 Pathogenen kunnen een risico inhouden.

Omschrijving effect

Sommige pathogenen kunnen ineens doorbreken als een populatie in aantal boven een bepaalde grens komt. Met tijdelijke natuur zou een populatie die net onder die grens zit, juist boven het kritische niveau kunnen stijgen. De ziekte slaat dan toe en zorgt voor een sterke reductie van de populatie, zowel in het tijdelijke natuurgebied als daarbuiten.

Argumentatie en voorbeelden

Er bestaan tal van studies betreffende waard-ziekte interacties. Briggs et al. (1995) bevat een aantal studies betreffende de interactie tussen een waardinsect en een pathogeen en het effect op populatieniveau. Het algemene principe is dat wanneer het aantal ontvankelijke waardindividuen lager ligt dan een bepaalde grens, de besmettelijke individuen minder dan één nieuwe infectie veroorzaken en dat de ziekte niet kan voortbestaan.

Opmerkingen en aanvullingen

Het valt buiten het tijdsbestek van dit advies om dieper in te gaan op deze interacties, maar in dergelijke interacties speelt ook de ruimtelijke spreiding van waardpopulaties een grote rol in het al dan niet persistent zijn van de ziekte of het mogelijk effect (Burden et al., 1989; Hassell & Wilson, 1997).

Pathogenen treffen niet alleen tijdelijke natuur, zodat het niet als een mogelijk negatief effect voortvloeiend uit het concept beschouwd kan worden.

3.3 Tijdelijke natuur kan fungeren als ecologische val.

Omschrijving effect

Het kan zijn dat tijdelijke natuur een hoge aantrekkingskracht heeft op koloniserende soorten, maar uiteindelijk onvoldoende geschikt is om voldoende voedsel te vinden, of om jongen voort te brengen. In zo'n geval spreekt men van een ecologische val. Het sink-effect⁴ uit zich in dit geval in een te lage fecunditeit om de lokale populatie zelfstandig te onderhouden, maar kan ook andere oorzaken hebben.

Argumentatie en voorbeelden

Delibes et al. (2001) refereren naar voorbeelden waarin sinks niet als dusdanig herkend worden door migrerende individuen en dus fungeren als ecologische val. Ze stellen dat individuele habitatkeuze een sleutelfactor is in source-sink dynamica. Een voorbeeld waarbij dit sowieso het geval kan zijn, is passieve dispersie door externe krachten (wind, water). Verder gaan ze akkoord met eerdere bevindingen dat het inschatten van voedselbeschikbaarheid of broedmogelijkheden niet het grootste probleem vormt (sinks worden dan vermeden), maar dat individuen de uiteindelijke mortaliteit ten gevolge van andere oorzaken moeilijk kunnen voorzien. Ter illustratie: vogels die hun jongen ongeschikt voedsel (kunstmatige partikels) aanbrengen, parasieten die het broedsucces aantasten, aanwezigheid van polychloorbifenylen in de bodem die oorzaak zijn van pseudohermafroditisme bij ijsberen.

Een vaak geciteerd voorbeeld van ecologische val is beschreven door Boal (1997): de Coopers sperwer komt in veel hogere dichtheden voor in de stad Tuscon (Arizona) dan in

⁴ In een sink habitat kan een populatie niet stand houden zonder instroom van immigranten vanuit een bronpopulatie.

de omliggende gebieden. De soort broedt er eerder op het jaar en in grotere dichtheden. Wellicht wordt de sperwer aangetrokken door goede nestplaatsen en een overvloed aan prooidieren. Duiven maken tot 84% van het menu uit. Het loopt echter fout nadat de jongen uit het ei gekomen zijn, de nestmortaliteit ligt in de stad veel hoger (>50%) dan normaal (<5%) en is grotendeels te wijten aan trichomoniasis, een ziekte waarvan duiven dragers zijn.

Johnson (2004) wijst erop dat temporele heterogeniteit ervoor kan zorgen dat het source-sink effect al dan niet optreedt. Hij onderzocht twee deelpopulaties van het neotropisch bladhaantje *Cephaloleia fenestra* Weise waartussen migratie van individuen plaatsvond. Een deelpopulatie bevond zich in een zone die regelmatig overstroomde, de andere in een hoger gelegen zone. De vloedzone fungeerde als sink omwille van een hoge mortaliteit bij overstroming en omdat er tijdens droge periodes meer individuen migreerden naar de vloedzone, dan vice versa. Dus als de migratie te groot is, kan de populatie niet standhouden. Simulaties toonden aan dat als de overstromingsfrequentie daalde tot onder een bepaald punt, dit negatief effect niet zou optreden. Een temporele variatie in milieuomstandigheden of het ontbreken ervan kan in theorie een rol spelen bij de rugstreppad. De larvale ontwikkeling van deze soort gaat sneller in ondiep en warmer water. Als enerzijds poelen te diep worden door overmatige regenval kan het reproductiesucces lager liggen, terwijl anderzijds poelen niet vóór het voltooiën van de larvale ontwikkeling mogen droogvallen. In de praktijk leidt dit niet tot problemen wanneer een netwerk van plassen met verschillende diepten in stand gehouden wordt.

Zowel mortaliteit als een te lage fecunditeit kunnen ook indirect beïnvloed worden, bv. door bioaccumulatie van toxische stoffen, bv. wanneer tijdelijke natuur zich ontwikkelt op vervuilde terreinen. Onder andere Hofer et al. (2010) illustreren dit. Vooral bij organismen van een hoger trofisch niveau kan bioaccumulatie van bijvoorbeeld zware metalen leiden tot problemen van zowel neurologische als fysieke aard. Wanneer hierbij het reproducerend vermogen op grote schaal aangetast wordt, kan dit de populatie negatief beïnvloeden. Deze mogelijk negatieve impact speelt vooral een rol bij kleine, reeds minder duurzame populaties. Een dergelijk effect kan niet alleen de levensvatbaarheid van de lokale populatie beïnvloeden, maar kan door dispersie ook doorwerken in de rest van de metapopulatie.

Verder wijzen Stienen & Courtens (2009) in het kader van natuurinrichting op het belang van de opvolging en voorkoming van predatie door landroofdieren. De aanwezigheid van geschikt nesthabitat, relatief weinig menselijke verstoring en de voedselbeschikbaarheid kan kustbroedvogels aantrekken, maar predatie kan ervoor zorgen dat tijdelijke natuur uiteindelijk als een sink fungeert. In dit geval gaat het om koloniebroedende stern en meeuwen op het sterneneiland in Zeebrugge. Roofdieren zoals vos, bruine rat, marterachtigen kunnen het broedsucces van groundbroeders sterk reduceren door predatie van eieren en kuikens. Daarnaast werden in Zeebrugge ook adulte stern gepredeerd door verwilderde katten en vos. Wat betreft tijdelijke natuur binnen havengebieden is dit een aandachtspunt. Een ander aspect dat in de haven van Zeebrugge werd vastgesteld is mortaliteit door aanvaring met windturbines die net naast de sternkolonie staan. INBO-onderzoek toonde aan dat deze windturbines een nega effect hadden op de sternpopulatie (Everaert & Stienen, 2007). De stern vonden een geschikt broedgebied op nog onontgonnen terreinen, maar door aanvaring met de windturbines kende de populatie een significant verhoogde mortaliteit. Een goede opvolging van de sternpopulaties gekoppeld aan de instelling van een beheercommissie zorgde ervoor dat dit probleem deels kon worden opgelost.

Opmerkingen en aanvullingen

De voorbeelden tonen aan dat het moeilijk te voorspellen valt in welke mate deze processen zullen optreden in tijdelijke natuur. Het feit dat tijdelijke natuur kan fungeren als ecologische val of predatorval valt niet uit te sluiten. Welke impact dit kan hebben op

de totale metapopulatie is zeer situatie-afhankelijk. Het kan een grote impact hebben bij soorten die nu maar een beperkte verspreiding en kleine populaties hebben. Ook voor soorten die zich soms massaal vestigen op nieuw ontwikkelde locaties kan het effect groot zijn. Denk bijvoorbeeld aan grote stern of zwartkopmeeuw waarvan nieuwe natuur in één klap een significant percentage van de gehele biogeografische populatie kan aantrekken.

Wat betreft tijdelijke natuur binnen havengebieden is de predatorval een aandachtspunt. Het geldt namelijk niet enkel voor kolonievogels, maar bijvoorbeeld ook voor broedende weidevogels en patrijs. In geval tijdelijke natuur broedende vogels aantrekt, en zeker wanneer het gaat om gevoelige soorten zoals stern, is het aangewezen goed op te volgen of er zich een probleem met predatoren voordoet.

We merken nog op dat een negatief effect van mortaliteit door nabije windmolens ook zou kunnen optreden bij foeragerende vleermuizen.

Daarbij moet absoluut worden vermeld dat het probleem van de ecologische val niet typisch is voor tijdelijke natuur, maar geldt voor elke natuurinrichting. Bij inrichting van permanente natuurgebieden is het zelfs belangrijker dan bij tijdelijke natuur. Hoe langer een ecologische val blijft bestaan, hoe groter immers het effect op de populatie kan zijn.

CONCLUSIE

Vooreerst moet worden opgemerkt dat dit advies steunt op algemene theoretische redeneringen, beperkt literatuuronderzoek en aanwezige kennis en ervaring, maar niet op bijkomend gericht onderzoek. Daardoor blijft het een soort van 'expert judgement', en claimen we geen volledigheid. Binnen het tijdsbestek van een advies kan er niet dieper op ingegaan worden. Uitgebreid studiewerk op basis scenariomodellering kan een nuttige aanvulling zijn om de argumentaties beter te kunnen onderbouwen en ook in een zekere mate te kwantificeren.

1. Gebaseerd op de beschikbare kennis kunnen we geen sluitend antwoord geven op de vraag of de afwijking voor een tijdelijke natuurproject afbreuk aan het streven naar een gunstige staat van instandhouding van populaties.

De definitie van tijdelijke natuur impliceert dat tijdelijke natuur niet in rekening gebracht mag worden bij de evaluatie van de staat van instandhouding van soorten en habitats.

INBO monitoringsgegevens en literatuur geven aan dat tijdelijke natuur een tijdelijk onderkomen kan bieden aan tal van soorten en dat de biodiversiteit in tijdelijke natuurgebieden zeer groot kan zijn. In theorie zal de afwijking voor een tijdelijk natuurproject in de meeste gevallen een ecologische meerwaarde inhouden. Of de afwijking geen afbreuk doet aan het streven naar een gunstige staat van instandhouding op populatieniveau kan niet in algemeenheid worden ingeschat. Ten eerste omdat de mogelijk negatieve effecten zeer situatiegebonden zijn, en dus onder bepaalde voorwaarden al dan niet optreden of vermeden kunnen worden. Ten tweede omdat dit soort per soort of per habitat in een ruimtelijke context en op het niveau van de metapopulatie bekeken moet worden.

We benadrukken echter dat mogelijke negatieve effecten niet typisch zijn voor tijdelijke natuur, maar gelden voor elke natuurinrichting. Men zou zich dus bij iedere natuurontwikkeling of -herstel deze vraag kunnen stellen. Bij inrichting van permanente natuurgebieden is het zelfs belangrijker dan bij tijdelijke natuur, vermits negatieve effecten zich langdurig kunnen manifesteren.

- 2 Of tijdelijke natuur in het belang van de bescherming van de wilde flora en fauna en van de instandhouding van de natuurlijke habitats is, hangt grotendeels af van de mate waarin het tijdelijk natuurgebied deel uitmaakt van een functioneel habitatnetwerk en dit verschilt van geval tot geval.

De mate waarin tijdelijke natuur bijdraagt aan de bescherming van soorten en de instandhouding van habitats is afhankelijk van de grootte en levensduur van het gebied, de hoeveelheid gebieden en de samenhang van het gebied in het bestaande netwerk; Ook de populatiegrootte en -samenstelling van de betrokken soorten speelt een rol.

Zo kunnen -via tijdelijke natuur- de aantallen van de totale metapopulatie worden verhoogd en/of kan de samenhang van het netwerk worden verbeterd. Door een verbetering van de samenhang van het netwerk zou een succes van het concept positief kunnen bijdragen, maar per definitie (zie punt 1.1) is het niet de bedoeling dat tijdelijke natuur een significant aandeel in de goede staat van instandhouding van soorten en habitats gaat hebben.

REFERENTIES

Adriaens D., Adriaens T., Ameeuw G. (red.) (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en *Bosonderzoek* 2008 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Boal C.W. (1997). An urban environment as an ecological trap for Coopers hawks. School of Renewable Natural Resources, University of Arizona. Tucson, Arizona.

Braakhekke W. (2012). Tijdelijke natuur Permanente winst. Een ecologische onderbouwing.

Briggs C.J., Hails R.S., Barlow N.D. & Godfray H.C.J. (1995). The dynamics of insect-pathogen interactions. In: Grenfell B.T. & Dobson A.P. (eds), *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp. 295-326.

Burden J.J., Jarosz A.M. & Kirby G.C. (1989). Pattern and patchiness in plant-pathogen interaction: causes and consequences. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 20: 119-136.

Bureau Stroming & Linnartz L. (ARK Onderzoek). augustus 2006. Tijdelijke Natuur en beschermde soorten: permanente winst. Een ecologische onderbouwing. InnovatieNetwerk rapportnr. 06.2.134, ISBN 90-5059-306-2.

Cameron M.A. (2007). A metapopulation approach to recovery of the five-lined skink using rehabilitated aggregate extraction sites. A Thesis presented to the Faculty of Graduate Studies of the University of Guelph. Ontario.

Delibes M., Gaona P. & Ferreras P. (2001). Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *Am. Naturalist*, 158, 277–285.

Eyre M.D., Luff M.L. & Woodward J.C. (2003). Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: an important conservation resource? *Journal of Insect Conserv.* 7, 223–231.

Everaert J. & Stienen E.W.M. (2007). Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium): significant effect on breeding tern colony due to collisions. *Biodiversity and Conservation* 16(12): 3345-3359.

- Frankham R. (1995). Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66:95-107.
- Franklin I.R. (1980). Evolutionary changes in small populations. In: *Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective*. Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. (Eds.) Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Franklin, I.R. & Frankham R. (1998). How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* 1:69-70.
- Gilpin M. & Hanski I. (1991). *Metapopulation dynamics : Empirical and Theoretical Investigations*. Linnean Society of London. Academic Press, London.
- Gyselings R., Spanoghe G., Hessel K., Mertens W., Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2009). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het zesde jaar. Bijlage 9.8 bij het zesde jaarverslag van de Beheercommissie Natuur Linkerscheldeoever. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.3). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Gyselings R., Spanoghe G., Hessel K., Mertens W., Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2011). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het achtste jaar. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.5). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Gyselings R. & Turkelboom F. (2012). Advies betreffende de evaluatie van de meerwaarde van tijdelijke natuur voor biodiversiteit en ecosysteemdiensten. Advies INBO.A.2012.109. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Hanski I.A. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Hassell M.P. & Wilson H.B. (1997). The dynamics of spatially distributed host-parasitoid systems. In: Tillman D. & Kareiva P. (eds). *Spatial Ecology: The Role of Space in Population Dynamics and Interspecific Interactions*. Princetown University Press. pp. 75-110.
- Hofer C., Gallagher F.J. & Holzapfel C. (2010). Metal accumulation and performance of nestlings of passerine bird species at an urban brownfield site. *Environmental Pollution* Vol. 158 (May 2010). ISSN 0269-7491. 1207-1213.
- Johnson D.M. (2004). Source-Sink Dynamics in a Temporally Heterogeneous Environment. *Ecology*, Vol. 85, No. 7 (Jul., 2004), 2037-2045.
- Kattwinkel M., Strauss B., Biedermann R., Kleyer M. (2009). Modelling multi-species response to landscape dynamics: mosaic cycles support urban biodiversity. *Landscape Ecol* (2009) 24:929-941
- Levins R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomological Soc. Am.* 15: 237-240.
- Macadam C.R. & Bairner S.Z. (2012). Urban Biodiversity: Successes and Challenges: Brownfields: oases of urban biodiversity. *The Glasgow Naturalist* (online 2012). Vol. 25, Part 4.
- Meffert P.J. & Dziok F. (2012). What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands? *Biological Conservation*. Vol.153 (2012). pp. 87-96.

Mergeay J. (2013). Voorstel tot genetische monitoring van de effectiviteit van het ecoduct Kempengrens. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.9). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Ottburg F.G.W.A., Pouwels R. & Slim P.A. (2007). De Antwerpse haven natuurlijker; netwerk van ecologische infrastructuur voor de rugstreeppad (*Bufo calamita*) op de linker Scheldeoever; toepassing van het model LARCH op de rugstreeppad in de Antwerpse haven op de linker Scheldeoever als onderbouwing voor een duurzame instandhouding van deze soort. Alterra-rapport 1377, Alterra, Wageningen.

Reker J. & Braakhekke W. (2007). Tijdelijke natuur. Concept voor een beleidslijn. Bureau Stroming in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Nijmegen.

Schippers P., Snep R.P.H., Schotman A.G.M., Jochem R., Stienen E.W.M. & Slim P.A. (2009). Seabird metapopulations: searching for alternative breeding habitats. *Population Ecology* 51, 459–470.

Snep R.P.H., Kwak R.G.M., Timmermans H. & Timmermans W. (2001). Landschapsecologische analyse van het Rotterdams havengebied; LARCH-scenariostudie naar natuurpotenties van braakliggende terreinen en leidingstroken. Alterra-rapport 231, Alterra, Wageningen.

Soulé M.E. (1980). Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In: *Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective*. Soulé M.E. & Wilcox B.A. (Eds.) Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

Spanoghe G., Gyselings R., Vandevoorde B., Van den Bergh E., Hessel K. & Mertens W. (2010). Monitoring van het Linkerscheldeoevergebied in uitvoering van de resolutie van het Vlaams Parlement van 20 februari 2002: resultaten van het zevende jaar : bijlage 9.8 bij het zevende jaarverslag van de Beheercommissie Natuur Linkerscheldeoever. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010 (INBO.R.2010.8). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Stienen E. & Courtens W. (2009) 10 jaar Sternenschiereiland: een jubileum met gemengde gevoelens. *Vogelnieuws: Ornithologische Nieuwsbrief van het Instituut voor Natuurbehoud* 13: 19-25.

Stuyck J., Casaer J. & Merqey J. (2012). Advies INBO.A.2012.147. Advies betreffende de grootte van een duurzame populatie bevers (*Castor fiber*). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Thrall P.H., Burdon J.J., Murray B.R. (2000). The metapopulation paradigm: a fragmented view of conservation biology. In: *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations*, A.G.Young and G.M.Clarke (Cambridge University Press) p 75-95.

T'jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M. (2009). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000: Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (46), Brussel, 326 pp.

Traill L.W., Bradshaw C.J.A. & Brook B.W. (2007). Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139:159-166.

Van Kreveld A. & Braakhekke W. (2012). Voorbereiding op de invoering van het concept tijdelijke natuur. Deelrapport 2 – Natuurtypologie. In opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos. TRITEL (Technum Tractebel Engineering n.v.), Antwerpen.

Van Kreveld A. (2012). Voorbereiding op de invoering van het concept tijdelijke natuur. Deelrapport 3 – Fiches en natuurbeelden voor de typologie tijdelijke natuur. In opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos. TRITEL (Technum Tractebel Engineering n.v.), Antwerpen.

Vliegenthart A. (2012). Kwaliteit van tijdelijke natuur in de haven van Amsterdam. Rapport VS2012.022, De Vlinderstichting, Wageningen.

Young A.G., Clarke G.M. (Ed.) (2000). Genetics, demography and viability of fragmented populations Conservation Biology, 4 Cambridge University Press: Cambridge. ISBN 0 521 79421 8. 438 pp.

BIJLAGEN

BIJLAGE 1: Gyselings R., Turkelboom F. (2012). Advies betreffende de evaluatie van de meerwaarde van tijdelijke natuur voor biodiversiteit en ecosysteemdiensten. Advies INBO.A.2012.109. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

BIJLAGE 2: Braakhekke W. (2012). Tijdelijke natuur Permanente winst. Een ecologische onderbouwing.