

# Status Bever in Nederland

Kaders om te komen tot bevermanagement



Hugh A.H. Jansman, G. Arjen de Groot, Mirjam. E.A. Broekmeyer & Dennis R. Lammertsma

# *Projectplan*

Wageningen Environmental Research (Alterra)  
Postbus 47  
6700 AA Wageningen  
Telefoon: 0317 - 48 07 00  
Fax: 0317 - 41 90 00

**Offertenummer:****Opdrachtgever**

Naam : Ministerie van Economische Zaken, Natuur & Biodiversiteit, team Soorten  
Contactpersoon : Emilie van Zijl-Itz  
Adres :  
Postcode/plaats : Den Haag  
Telefoon : 06 46 06 45 50  
Fax :  
E-mail : e.w.a.vanzijl@minez.nl

**Opdrachtnemer**

Naam : Alterra Wageningen UR<sup>1</sup>  
Auteur : Hugh Jansman  
Afdeling : Team Dierecologie  
Telefoon : 0317-485779  
E-mail : Hugh.jansman@wur.nl

Foto voorzijde: Hugh Jansman

**Datum:** 8 december 2016

Alterra Wageningen UR  
Postbus 47  
6700 AA Wageningen  
Telefoon: 0317 – 48 07 00  
Fax: 0317 – 41 90 00



Alterra Wageningen UR werkt sinds 2003 met een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Alterra een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001:2004.

<sup>1</sup> Alterra Wageningen UR is een instituut binnen de rechtspersoon Stichting DLO, in dit projectplan te noemen Alterra.

Alle rechten ten aanzien van dit projectplan alsmede van alle daarin vervatte kennis en informatie, berusten bij Alterra. Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de kennis en/of informatie uit dit projectplan.

© 2017 Alterra

Niets uit dit drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra, noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd. Alle rechten voorbehouden.

## Inhoud

<b>1</b>	<b>Inleiding.....</b>	<b>5</b>
1.1	Achtergrond.....	5
1.2	Voorloper Limburg.....	5
1.3	Vraagstelling.....	6
1.4	Plan van aanpak.....	6
<b>2</b>	<b>De Bever in Nederland.....</b>	<b>7</b>
2.1	De bever als ecosysteem-inrichter.....	7
2.2	Beverpopulatie in Nederland.....	7
2.2.1	<i>Historische ontwikkeling &amp; huidige status.....</i>	<i>7</i>
2.2.2	<i>Toekomstverwachting.....</i>	<i>8</i>
2.2.3	<i>Meerwaarde van translocaties voor de landelijke populatie en de biodiversiteit.....</i>	<i>9</i>
<b>3</b>	<b>Levensvatbare populatie.....</b>	<b>10</b>
3.1	Theoretisch kader.....	10
3.2	Een Minimale Levensvatbare Populatie voor de Bever in Nederland.....	12
3.3	Ondersoorten & mogelijke risico's van dispersie of translocatie?.....	14
<b>4</b>	<b>Bevermanagement.....</b>	<b>16</b>
4.1	Voorziene schade en overlast in de toekomst.....	16
4.2	Bevermanagement in de praktijk.....	17
<b>5</b>	<b>Conclusies en aanbevelingen.....</b>	<b>19</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

Achtentwintig jaar na het uitzetten van de eerste individuen gaat het goed met de bever in Nederland. Het is een gegeven dat de beverpopulatie de komende jaren verder zal blijven groeien tenzij zich een voorsnog onwaarschijnlijke calamiteit voordoet (Dekker & Vreugenhil, 2012). Om in de toekomst te zorgen dat de beverpopulatie binnen Nederland in een gunstige staat van instandhouding verkeert, rekening houdend met het draagvlak onder de bevolking, is een afgestemd bevermanagement noodzakelijk (Bogaerts et al, 2016; Bekker & Dijkstra, 2016). Schade en overlast door bevers kan ontstaan door vraatschade (gewassen, bomen), natschade (als gevolg van beverdammen) en graverij (met name in dijken). In veel gevallen is de schade goed te mitigeren maar dit is niet altijd eenvoudig. Daar komt bij dat vooral bij natschade en graverij de kosten voor herstel sterk kunnen oplopen (Kurstjens & Niewold, 2011; Bekker & Dijkstra, 2016).

## 1.2 Voorloper Limburg

In Limburg is de beverpopulatie sterk gegroeid en verspreiden dieren zich nu meer en meer naar nieuw (suboptimaal) leefgebied. De schade en overlast is in deze provincie dan ook het meest prominent (Kurstjens & Niewold, 2011). Dit heeft geresulteerd in een brief van de Gedeputeerde Staten van de Provincie Limburg, mede namens de waterschappen Roer en Overmaas en Peel en Maasvallei, aan de Staatssecretaris van het Ministerie van Economische zaken (hierna EZ) (d.d. 25 mei 2016) waarin de problematiek en een voorstel voor bevermanagement naar voren werd gebracht. De essentie van de brief is hieronder cursief weergegeven:

*Het gaat goed met de bever in Limburg. Na het bijplaatsen van 33 bevers in de periode van 2002 t/m 2004 is de populatie gegroeid naar ruim 500 dieren. In Limburg is daarmee een gunstige staat van instandhouding bereikt voor de bever. Alle geschikte leefgebieden voor de bever zijn bezet en er is uitwisseling mogelijk via de Maas en de kanalen. Hiermee is een duurzame instandhouding gegarandeerd wat zal neerkomen op circa 200 dieren. Met de toename van de bevers zijn er lokaal ook problemen met de waterhuishouding ontstaan door de bouw van dammen in beken. In Limburg gaat het om ongeveer 55 beverdammen die in veel gevallen knelpunten in het peilbeheer van de waterschappen opleveren. De jaarlijkse beheerkosten hiervan zijn opgelopen tot ruim € 500.000 per jaar. Op een aantal locaties is het noodzakelijk gebleken bevers te verwijderen. De Provincie is hiervoor bevoegd gezag op grond van de Flora- en faunawet en heeft de faunabeheereenheid Limburg, op basis van artikel 68 van de Flora- en faunawet, een ontheffing verleend, zodat het waterschap bevers kan vangen en weer los kan laten als alternatief voor het doden. Echter bijna alle wateren waar bevers duurzaam kunnen leven zijn inmiddels bezet door bevers. Het loslaten van bevers in bestaande leefgebieden zorgt voor extra stress en onrust in bestaande territoria. Het loslaten van bevers is daarmee geen duurzame oplossing. De Provincie Limburg en de waterschappen zijn daarom in gesprek met andere waterschappen en natuurorganisaties in Nederland, om gevangen bevers los te laten in nieuwe gebieden buiten Limburg.*

EZ geeft aan hier als volgt op te hebben gereageerd:

Ambtelijk is deze problematiek in april 2016 besproken tussen Limburg en EZ. EZ heeft aangegeven dat er van herintroductie als zodanig eigenlijk geen sprake meer is gezien de omvang van de populatie en de herintroductie als geslaagd kan worden beschouwd. Er is afgesproken dat EZ de status van de bever als geherintroduceerde soort zal bekijken en zal bezien of deze status kan worden aangepast. Een inhoudelijke onderbouwing met betrekking tot de duurzame staat van instandhouding wordt gevraagd aan Alterra. De gemaakte afspraken worden in relatie tot het juridisch afwegingskader door EZ uitgewerkt.

De overige provincies zijn door de provincie Limburg aangeschreven met het verzoek om bevers die weggevangen worden in overlastsituaties op te vangen in geschikt leefgebied. Op termijn (na 2020 wordt ingeschat) zal ook afschot mogelijk moeten worden ingezet om de schade beheersbaar te houden. Dit is in lijn met de wijze hoe in Duitsland (Beieren) ook bevermanagement wordt uitgevoerd (Schwab, 2009). Het bevermanagementplan voor Limburg is nader uitgewerkt in een notitie (Kurstjens, 2014). Op termijn wordt beheer van de beverpopulatie voor meerdere regio's in Nederland voorzien (Kurstjens & Niewold, 2011).

### **1.3 Vraagstelling**

Het ministerie van Economische Zaken verzocht Wageningen Environmental Research (Alterra) om een onderbouwing/advies te schrijven over 1) de status qua duurzaamheid van de beverpopulatie en 2) de beleidskaders op hoofdlijnen uit te werken die relevant zijn voor bevermanagement met speciale aandacht voor de handelingen translocatie en afschot van bevers in overlastgebieden.

### **1.4 Plan van aanpak**

Om de vraagstelling te kunnen beantwoorden is een literatuurstudie verricht. Daarnaast zijn deskundigen geraadpleegd om bepaalde kaders helder te krijgen. De opdracht kende een korte doorlooptijd zodat de uitwerking vooral op hoofdlijnen is uitgewerkt. Er is (op relevante onderdelen) contact geweest met betrokken personen bij EZ, RVO, Provincie Limburg en BIJ12. Daarnaast zijn beverdeskundigen Gijs Kurstjens, Freek Niewold, Vilmar Dijkstra en Gerhard Schwab geraadpleegd.

## **2 De Bever in Nederland**

### **2.1 De bever als ecosysteem-inrichter**

Bevers zijn knaagdieren die voorkomen langs wateren zoals rivieren, beken, moerassen en sloten (Dekker & Vreugdenhil 2012). Ze hebben een voorkeur voor bosrijke gebieden, maar komen ook voor in landbouw- en stedelijk gebied. Door hun vraat-, bouw- en graafactiviteit kunnen ze een groot effect hebben op de omgeving. Bevers bouwen burchten van takken en modder, of graven holen in oevers uit, die via een onderwater gelegen ingang toegankelijk zijn. Als een watergang te ondiep is of te snel stroomt, bouwen ze dammen. Deze dammen worden vooral gebouwd in stromende beken tot een breedte van ca. 6m om voldoende diep stilstaand water te krijgen. Diep water is van belang om niet zwemmende predatoren te weren en zwemmend bij hun voedsel te komen. Wanneer de waterstand door stuwing stijgt kunnen zeer brede dammen ontstaan met een lengte van 100en meters. In Nederland is de kans hierop echter gering, vanwege de landschappelijke configuratie.

Naast hun effect op het landschap door het bouwen van dammen, hebben bevers effect op de vegetatie door vraat. Ze kunnen (dikke) bomen om knagen, of ringen door de bast te eten, maar knagen meestal dunne boompjes om. Welke boom wordt aangepakt hangt af van de soort, de aanwezigheid van antivraatstoffen, de afstand tot de oever en de kans op predatie. Ze hebben een voorkeur voor zachte houtsoorten, zoals wilg, populier en berk waarvan ze bast, twijgen en bladeren eten, maar eten ook hardere soorten zoals eik en beuk. Om het risico op predatie te minimaliseren vindt de meeste activiteit plaats in de oeverzone. Daarnaast vergt het minder energie om takken te verslepen. Naast houtige gewassen eten ze in de oeverzone kruidachtige planten, landbouwgewassen en waterplanten.

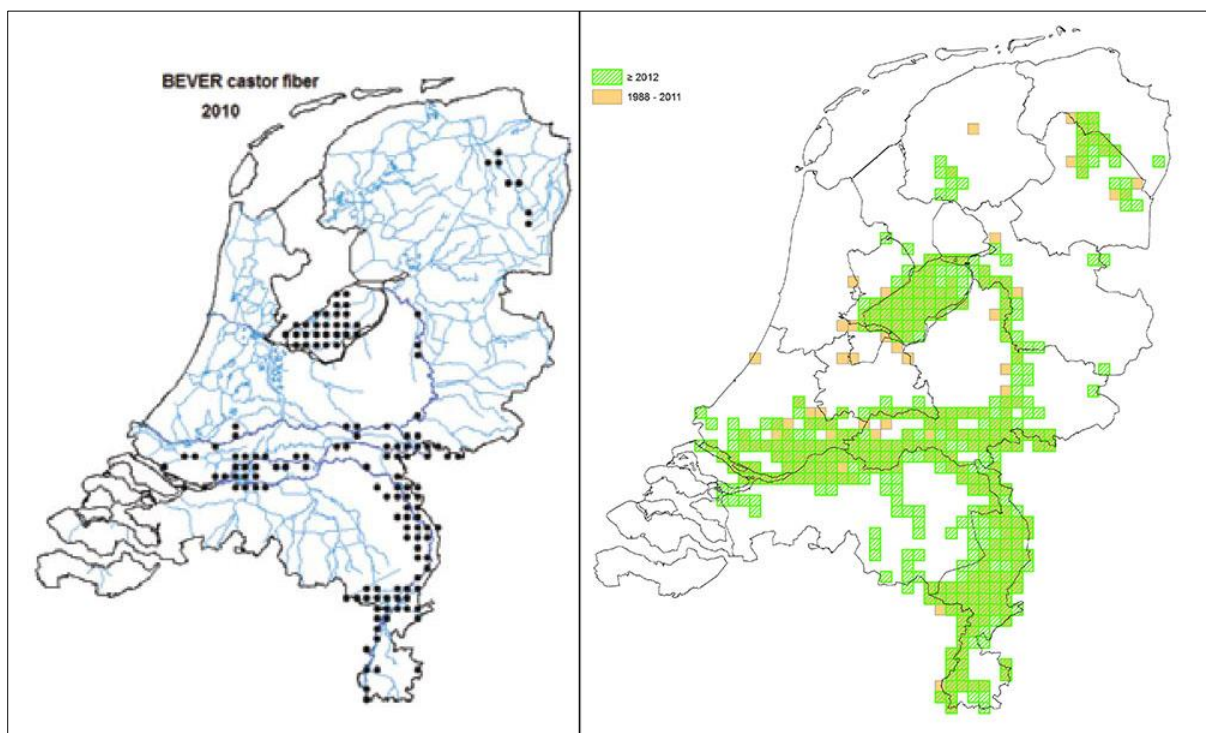
Door hun activiteit hebben bevers dus een grote invloed op de successie waarvan tal van soorten kunnen profiteren. Dode, geringde bomen vormen een geschikte broedplek voor spechten of verblijfplaats voor vleermuizen. Otters profiteren bij ijsvorming van bevers die wakken openhouden, waardoor wateren langer toegankelijk blijven voor de otter om te foerageren en daarnaast van beverburchten voor dekking en toegang tot water. Wanneer opener gebied ontstaat met meer kruiden en verjonging van bomen kunnen herbivoren, zoals hoefdieren en muizen, profiteren van het hoogwaardige voedselaanbod. Door de aanleg van dammen kan een grotere variatie in landschapsstructuur ontstaan (vorming van voedselrijke meertjes, verlegging van de loop van beken) waardoor gunstige omstandigheden worden gecreëerd voor tal van soorten. Omgeknaagde bomen die in het water liggen vormen paai- en opgroeiplekken voor vis. Dammen zorgen voor voedselrijke meertjes die nieuw leefgebied zijn voor o.a. waterplanten, amfibieën en vogels. Wanneer de dammen niet worden opgeruimd door de mens ontstaat er een dynamisch systeem. In het trager stromende water bezinken sediment en plantendeeltjes waardoor het water minder diep wordt en de bevers de dam zullen verhogen. Naast het verdwijnen van bomen door vraat verdwijnen hierdoor ook bomen en struiken die niet tegen inundatie kunnen. Het landschap rondom de poel wordt dus steeds opener. Wanneer de omgeving uiteindelijk onvoldoende voedsel biedt verhuizen de bevers naar een ander deel van de beek of rivier, waarna dit proces opnieuw van start gaat. De oude dam vervalt dan, waardoor het waterpeil zakt. Op deze voedselrijke plek ontstaat dan nieuwe vegetatie die uiteindelijk weer in bos kan overgaan.

### **2.2 Beverpopulatie in Nederland**

#### *2.2.1 Historische ontwikkeling & huidige status*

De historische verspreiding van de bever besloeg grote delen van Europa, waarbij de soort voorkwam langs stroomgebieden met beboste valleien, meren en andere wateren (Nolet & Rosell 1998; Kurstjens & Niewold 2011). Overbejaging heeft in grote delen van Europa geleid tot het verdwijnen van de bever. Van de naar schatting 60 miljoen dieren in Eurazië liep de populatie terug tot ongeveer 1200 dieren in de 20<sup>e</sup> eeuw. Ook in Nederland was de bever een algemeen voorkomende soort, die sterk werd bejaagd waardoor de soort verdween. In 1825 werd de laatste bever in Nederland gedood.

Dankzij herintroducties in Europa zijn er in veel voormalige leefgebieden inmiddels weer bevers aanwezig. Ook in Nederland werd de soort met succes geïntroduceerd. Vanaf 1988-1992 werden 42 bevers uitgezet in de Biesbosch. Daarna volgden de Gelderse poort (1994-2000), Flevoland (ontsnapte dieren in 1991 en bijgeplaatst in 1996), Limburgse Maasvallei (vanuit het buitenland binnengezwommen vanaf 1992 en bijgezet in 2002-2004), en Drenthe/Groningen (2008-2009) (Niewold & Lammertsma 2000; Kurstjens & Niewold 2011; Telganger oktober 2015; Telganger april 2016; Bekker & Dijkstra, 2016). Van de bevers in Limburg zijn enkele bevers van Poolse (herkenbaar aan de zwarte vacht) en gemengde origine (bevers die vanuit Beieren zijn uitgezet in België) via de Roer en de Maas ons land binnengekomen. De Poolse bevers betreffen dieren van een beverfokkerij in Polen waarvan de fokdieren van oorsprong uit Rusland afkomstig zijn. Bevers van deze fokker zijn in de jaren '80 uitgezet in de Eiffel (Dekker & Vreugdenhil, 2012). Door groei van de populatie en kolonisatie van nieuwe leefgebieden is de populatie inmiddels flink uitgebreid (Fig. 1). Tegenwoordig komt de bever in een te groot gebied voor om de aantallen exact te bepalen (zie ook <http://www.clo.nl/indicatoren/nl1061-bever>). Het aantal bezette uurhokken (5\*5km) vormt echter een goed beeld.



Figuur 1. Beversverspreiding in Nederland. Kaart links de globale verspreiding in 2010 (Kurstjens & Niewold, 2011), Kaart rechts de huidige verspreiding per hok van 5x5 km. De toename in het verspreidingsgebied voor 2012 (oranje) en na 2012 is goed waarneembaar (Dijkstra, 2016).

### 2.2.2 Toekomstverwachting

Naar verwachting zal de verspreiding van de bever de komende jaren verder toenemen. Door natuurontwikkelingsprojecten en het herstel van beeksystemen neemt de geschiktheid van het landschap toe. Hoewel bevers vooral geassocieerd worden met natuurlijke systemen zijn ze daarnaast ook in staat om voor de soort suboptimale landbouw- en stedelijke gebieden te koloniseren, waarbij ze desnoods burchten en dammen bouwen van bijvoorbeeld mais. Hoe snel de kolonisatie van geschikte biotopen gaat is lastig in te schatten. Van belang daarbij is vooral of kolonisatie belemmerd wordt door barrières zoals sluizen, kanalen, wegen en bebouwing (Kurstjens & Niewold 2011). Een accurate



toekomstverwachting is daarom niet te geven. Verdere kolonisatie is vooral te verwachten in het rivierengebied, laagveenlandschap en beeksystemen, waarbij de verwachting is dat kolonisatie van gebieden met veel barrières pas op de lange termijn plaatsvindt. Dit betreft de bovenlopen van Brabantse beeksystemen, wateren in Zeeuws Vlaanderen, de veengebieden in NW Overijssel en ZO Friesland, Noord-Holland boven het Noordzeekanaal en Gelderse en Overijsselse beekdalen. Inmiddels zijn de eerste zwerfende bevers opgedoken in Friesland, heeft een dier de dijk Lelystad-Enkhuizen aangedaan, werden sporen in Zeeland aangetroffen en heeft een bever de Maasvlakte bezocht (Telganger oktober 2015).

De laatste jaren groeit het aantal bezette uurhokken met 14%/jaar. Ook blijkt uit figuur 1 dat de verspreiding tussen 2011 en 2016 sterk is toegenomen. Geschat wordt dat er nu 388 uurhokken van 5x5km bezet zijn en dat er ongeveer 1700 bevers van ten minste 1 jaar oud leven (Dijkstra, 2016). Kurstjens en Niewold (2011) voorspellen in 2025 een aantal van 1600-2000 dieren. Het verspreidingsbeeld dat hierbij hoort, komt overeen met 407 uurhokken. Dat lijkt in 2016 al behoorlijk bereikt, wat suggereert dat de groei harder gaat dan op basis van berekeningen voorzien. Voor 2030 en 2035 zou op basis van die berekeningen uit 2011 de populatiegrootte respectievelijk 4890 en 8606 dieren bedragen.

### 2.2.3 Meerwaarde van translocaties voor de landelijke populatie en de biodiversiteit

Om de levensvatbaarheid van lokale populaties en dus indirect de hele beverpopulatie in Nederland (versneld) te verbeteren kunnen enkele maatregelen worden getroffen. Bevers blijken moeilijk in staat om aangrenzende stroomgebieden zelfstandig te koloniseren. Ze zijn wat dat betreft duidelijk minder mobiel dan bijvoorbeeld otters en nog meer gebonden aan de nabijheid van oevers. Vandaar dat het mitigeren van migratie barrières voor de soort, als sluizen, kanalen, kunstwerken, beschoeiing van oeverranden, wegen etc. van belang kan zijn. Daarnaast kunnen actief dieren bijgeplaatst worden om lokale populaties te versterken en / of om stapsteen populaties te vormen in nog lege leefgebieden van waaruit onderlinge uitwisseling beter mogelijk wordt.

Geschikte leefgebieden waar bevers vooralsnog niet voorkomen betreffen met name: Nationaal park Weerribben-Wieden, laagveenmoerassen in Friesland en het Lauwersmeergebied (Kurstjens & Niewold, 2011). Tijdens de voorbereidingsfase voor de herintroductie van de bever in Nederland werd Nationaal park Weerribben-Wieden naast de Biesbosch als meest kansrijke locatie aangemerkt. Inmiddels is in Nationaal Park Weerribben-Wieden een populatie otters aanwezig die daar vanaf 2002 zijn uitgezet en heeft de otter zich o.a. verspreid naar de laagveenmoerassen in Friesland en het Lauwersmeer. Otters profiteren van beveractiviteit vanwege de toegang tot open water in perioden met ijs (via burchten en wakken). Daarnaast kunnen bevers in dit Nationaal Park de verbossing op natuurlijke wijze beïnvloeden en een belangrijke toegevoegde waarde vormen voor het lokaal goed ontwikkelde ecotoerisme. Dit ecotoerisme is nu vooral gericht op de moeilijk waarneembare otter, terwijl bevers en hun sporen aanzienlijk beter zichtbaar zijn. Translocaties van bevers naar Nationaal Park Weerribben-Wieden, maar ook andere geschikte leefgebieden, is dus niet alleen gunstig voor de levensvatbaarheid van de beverpopulatie in Nederland (verbinding Centrale en Zuidelijke populaties met die in Groningen/Drenthe), maar kan ook de lokale biodiversiteit en natuurbeleving versterken.

### 3 Levensvatbare populatie

#### 3.1 Theoretisch kader

Een belangrijk concept in het huidige natuurbeheer is de 'levensvatbare populatie'. Waaraan moeten populaties voldoen om duurzaam te kunnen overleven, oftewel, een zeer kleine kans te hebben om vroegtijdig uit te sterven? In onder andere de Habitatrichtlijn (artikel 1 onder i) wordt in dit verband gesproken van een 'gunstige staat van instandhouding', waarvoor een aantal aspecten van primair belang zijn (Evens & Arvela, 2011). Ten eerste moet de populatie van voldoende omvang zijn. Evens & Arvela 2011 duiden deze gewenste omvang aan als de Favourable Reference Population (**FRP**). Meer algemeen wordt hiervoor de term *Minimale Levensvatbare Populatieomvang* (**MVP**; uit het Engels: Minimum Viable Population size) gehanteerd. Daarnaast is het van belang dat het verspreidingsgebied van voldoende omvang is om deze MVP te kunnen dragen (de Favourable Reference Range, **FRR**; Evens & Arvela 2011). Tenslotte moet het leefgebied voldoende groot en stabiel zijn waarbij de kwaliteit geschikt is om de soort op lange termijn in stand te houden.

De term MVP werd voor het eerst geïntroduceerd door Shaffer (1987) en werd door hem gedefinieerd als "de kleinste omvang van een geïsoleerde populatie waarbij de kans dat de populatie in de eerstvolgende duizend jaar overleeft tenminste 99% bedraagt, rekening houdend met de invloed van toevallige processen". Variatie in de omvang van een populatie is afhankelijk van demografische, milieu- en genetische factoren. Alle drie factoren kunnen, al dan niet tijdelijk, een negatieve invloed hebben op de populatieomvang. Toevallige gebeurtenissen spelen daarbij een sterke rol (Shaffer 1987): een natuurlijke catastrofe kan zorgen voor abnormaal hoge sterfte, klimaatcondities fluctueren, en genetische variatie kan verloren gaan als gevolg van toevallige verschuivingen in het voorkomen van bepaalde genvarianten (genetische drift). Daarnaast kunnen negatieve demografische, milieu- en genetische invloeden elkaars effect versterken, wat in het uiterste geval kan resulteren in een steeds sterker wordende krimp: de extinctiespiraal (Blomqvist et al. 2010). Een levensvatbare populatie moet dus groot genoeg zijn om te voorkomen dat deze door toevallige gebeurtenissen in een dergelijke spiraal kan belanden.

Omdat soorten van elkaar verschillen in bijvoorbeeld voortplantingsbiologie, dispersiegedrag en generatieduur, zijn algemene vuistregels voor de schatting van de MVP ten behoeve van populatiemanagement niet eenduidig te geven (Traill et al. 2007). Demografische stochasticiteit wordt veroorzaakt door toevalsprocessen met betrekking tot geboorte en sterfte (Lammertsma et al. 2008). De dynamiek in grote populaties wordt bepaald door gemiddelden, in kleine populaties wordt de dynamiek veeleer bepaald door het lot van afzonderlijke individuen. Wanneer bijvoorbeeld een wijfje in drie achtereenvolgende worpen alleen maar mannetjes voortbrengt kan dat het einde van de populatie inluiden.

Milieufluctuaties kunnen effect hebben op demografische parameters. Zo kan het voedselaanbod van jaar tot jaar fluctueren, en strenge winters of een nat voorjaar kunnen grote invloed hebben op de reproductie. Dit soort toevallige fluctuaties kunnen effect hebben op de groeisnelheid van de populatie. Milieufluctuaties kunnen ook effect hebben op de mortaliteit doordat bijvoorbeeld dichtheden van parasieten fluctueren.

M.b.t. de genetische factoren is minder bekend. Op basis van modelberekeningen en, meer recent, empirisch populatieonderzoek aan wilde populaties, hebben we in de afgelopen decennia echter steeds meer inzicht gekregen in de mechanismen die kunnen leiden tot genetische verarming en inteelt (paring tussen genetisch verwante dieren), de twee belangrijkste genetische risicofactoren voor dierlijke populaties (Frankham et al. 2010). Sterke inteelt kan op termijn resulteren in inteeltdepressie: een verhoogde sterfte of verlaagde reproductie als gevolg van het tot uiting komen van gemuteerde

genvarianten die normaal onderdrukt worden. Genetische verarming betekent daarnaast een kleiner vermogen van een populatie om zich aan te passen aan veranderende omstandigheden (zoals klimaatsveranderingen). Voor een uitgebreidere theoretische behandeling van deze risico's in (te) kleine dierpopulaties verwijzen we naar De Groot et al. (2014).

De bekendste vuistregel voor een MVP op basis van populatiegenetische inzichten is de 50/500-regel van Franklin (1980). Deze stelt dat de effectieve populatiegrootte  $N_e$ , ofwel een ideale populatie waarin alle individuen betrokken zijn bij reproductie en willekeurig met elkaar paren, minstens 50 individuen moet bedragen om te voorkomen dat inteeltdepressie een acuut gevaar kan gaan vormen voor de populatie. Pas bij een populatiegrootte boven de 500 wordt verondersteld dat zelfs op de lange termijn geen variatie verloren gaat, en de populatie zich dus ook zal kunnen aanpassen aan veranderende omstandigheden in de toekomst. Met name deze tweede vuistregel staat sterk ter discussie, omdat de benodigde aantallen sterk afhangen van bijvoorbeeld de veronderstelde mutatiesnelheid van het DNA. Lande (1995) stelde dat bij een geïsoleerde ideale populatie minstens 5000 reproducerende individuen nodig zijn om alle variatie te behouden. Frankham & Franklin (1998) stelden dit aantal bij naar 500 tot 1000.

Belangrijk is echter dat, tenminste bij vertebraten, nooit alle individuen actief bijdragen aan reproductie, en de werkelijk benodigde populatieomvang ( $N$ ) dus groter moet zijn dan de effectieve populatiegrootte ( $N_e$ ). De verhouding tussen deze twee waarden is afhankelijk van de ecologie van de soort (Jamieson & Allendorf 2012). Bij soorten waarbij slechts een relatief kleine fractie van de individuen geslachtsrijp is, of slechts een deel van de geslachtsrijpe dieren tot paring komt (door bijvoorbeeld selectieve partnerkeuze of scheve geslachtsverhoudingen in combinatie met monogamie), zal de MVP sterk hoger moeten liggen dan bovengenoemde richtlijnen.

Idealiter worden niet alleen genetische, maar ook demografische en milieufactoren meegewogen in een schatting van de MVP, via een zogenaamde *population viability analysis (PVA)*. Daarbij wordt op basis van context-specifieke aannames de kans berekend dat een populatie binnen een bepaald aantal jaren zal uitsterven. Aangezien meer potentiële risico's worden meegenomen vallen MVP-schattingen op basis van een PVA meestal hoger uit dan schattingen op basis van genetische risico's alleen (Ottburg en Van Swaay 2014). Traill *et al.* (2007) vergeleken zoveel mogelijk gepubliceerde MVP-schattingen uit de voorgaande 30 jaar, gebaseerd op zowel PVA-analyses als populatiegenetische modellen, en vonden grote verschillen tussen zowel soorten als tussen populaties van dezelfde soort. Zij concludeerden dan ook dat in de praktijk de context van doorslaggevend belang is, maar geven desondanks gemiddelde waarden per soortgroep. Voor zoogdieren komt deze waarde uit op ~2900 individuen.

Voor toepassing van bovenstaande richtlijnen voor beheerdoeleinden zijn drie zaken van groot belang:

- 1) De ecologie van de soort, en de consequenties daarvan voor de verhouding tussen de effectieve en totale populatiegrootte ( $N_e/N$ ; Jamieson & Allendorf 2012) en de kans dat inteelt resulteert in schade (inteeltdepressie; Frankham et al. 2010).
- 2) De afbakening van de populatie. Het is duidelijk dat veel van de huidige gefragmenteerde natuurgebieden in West-Europa onvoldoende draagkracht bieden voor op zichzelf staande populaties van duizenden individuen. De oplossing zit in het voorkomen of opheffen van isolatie. Bovenstaande definities en richtlijnen gaan allen uit van een op zichzelf staande, geïsoleerde populatie (Shaffer 1980, Franklin 1980). Echter, wanneer meerdere populaties aaneengeschakeld zijn tot een grotere (meta-) populatie waarbinnen regelmatige dispersie plaatsvindt, kan de variatie die in een deelpopulatie verloren gaat weer worden hersteld door immigratie vanuit een andere deelpopulatie (Frankham *et al.* 2010). Om negatieve gevolgen van inteelt en genetische drift te voorkomen, wordt vaak een criterium gehanteerd van 1 immigrant per generatie (Mills & Allendorf 1996). Wanneer dus sprake is van een regionale metapopulatie, waarbij elke deelpopulatie tenminste éénmaal per generatie een immigrant ontvangt die een bijdrage levert aan de reproductie, zijn de eerder genoemde genetische richtlijnen voor een MVP dus van toepassing op deze regionale metapopulatie als geheel (Mergeay 2012). Deze kent niet per definitie dezelfde grenzen als de populatie die wordt gehanteerd als beheerseenheid.

3) De tijdschaal waarvoor beheer wordt bepaald, en de veronderstelde veranderingen in de populatie en diens omgeving gedurende die tijd. De 50/500-richtlijn van Franklin maakt een duidelijk onderscheid tussen risico's op de korte termijn (verlaagde fitness door inteeltdepressie) en risico's op de langere termijn (verminderd vermogen tot aanpassing aan toekomstige omstandigheden).

### **3.2 Een Minimale Levensvatbare Populatie voor de Bever in Nederland**

De huidige Europese beverpopulaties zijn vrijwel allen in de afgelopen eeuw door een sterke genetische bottleneck gegaan, ofwel omdat het relictpopulaties betreft, ofwel omdat sprake is geweest van herintroductie, vaak met slechts een beperkte genetische basis (Ellegren et al. 1993). Op basis daarvan is het aannemelijk dat in veel van deze populaties sprake is geweest van genetische verarming en inteelt (Frosch et al. 2014). Desondanks ondervindt een groot aantal van deze populaties hiervan ogenschijnlijk weinig problemen en zijn verschillende populaties de afgelopen jaren sterk in aantal toegenomen. Zo groeide bijvoorbeeld de Zweedse populatie vanuit een basis van circa 40 individuen uit tot een populatie van nu honderdduizenden dieren. O.a. Ellegren et al. (1993) suggereerden dan ook dat wellicht het aantal schadelijke mutaties in de Europese populaties laag is, en de risico's van een vrij beperkte populatieomvang of genetische basis daardoor relatief beperkt. In een recente uitgebreide studie naar de genetica van de Europese beverpopulaties trekken Frosch et al. (2014) dat echter in twijfel. Zij opperden inteelt als mogelijke verklaring voor de relatief lage groeisnelheid van de Elbe-bevers in Duitsland en Nederland, al geven ze ook aan dat dit mogelijk een vertekend beeld betreft, doordat op het moment van meting de nieuwe populaties zich nog in het beginstadium bevonden van een exponentieel groeiproces. Inderdaad baseerden ze zich voor de groeisnelheid van de Nederlandse bevers op waarden van Nolet uit 1996, terwijl de populatie zich inmiddels beduidend sneller uitbreidt. Voor de bevers in zowel de Biesbosch (Trommelen 2000) als in de Gelderse Poort (Kaandorp & Lange 2010 & 2009) is inteelt in het verleden wel geopperd als oorzaak voor een tegenvallende populatiegroei. Van de 42 uitgezette dieren zouden er 20 daadwerkelijk aan de voortplanting hebben deelgenomen (Niewold & Lammertsma 2000). Niewold & Lammertsma (2000) leggen daarnaast een verband tussen de lage reproductie met een hoge cadmium-belasting in de Biesbosch. In de Biesbosch en de Gelderse Poort nemen de aantallen inmiddels echter sneller toe. Duidelijker bewijs dat inteelt wel degelijk een risico kan vormen bij bevers wordt echter geleverd door een relatief lage genetische heterozygositeit (Frosch et al. 2014) in combinatie met enkele waarnemingen van typische inteelt-effecten: een relatief kleine worpgrootte, een relatief hoge vatbaarheid voor ziekten, en kaakafwijkingen (Frosch et al. 2014; Piechocki 1977). Al met al lijkt het juist voor de populaties die voortkomen uit Elbe-bevers, zoals die in Nederland, wel degelijk relevant om in het management aandacht te besteden aan het voorkomen van genetische verarming en inteelt. De Limburgse beverpopulatie is echter genetisch al meer divers vanwege menging van de aldaar uitgezette dieren vanuit de Elbe met bevers die in de Eiffel en Ardennen zijn uitgezet, met een gemengde, deels Russische herkomst (zie ook H2.2.1).

Een gepubliceerde MVP-schatting op basis van een PVA lijkt vooralsnog voor geen enkele Europese beverpopulatie beschikbaar. Romanowski et al. (2008) modelleerden de omvang van de beverpopulatie in het Poolse Vistula stroomdal bij verschillende scenario's van toekomstig management op basis van een LARCH habitat model, maar doen geen harde uitspraken over de minimale vereiste MVP. In de praktijk worden de gehanteerde minimaal aantallen dan ook gebaseerd op bovengenoemde, genetisch georiënteerde richtlijnen. Een probleem is echter dat deze op uiteenlopende wijze worden geïnterpreteerd en toegepast. Busher et al. (2012) concludeerden dan ook dat er vooralsnog geen consensus bestaat met betrekking tot een MVP voor beverpopulaties in Europa. Ook in publicaties waarin specifiek voor de Nederlandse bevers een minimaal vereiste populatieomvang wordt genoemd lopen de waarden sterk uiteen, net als de onderbouwing die daaraan ten grondslag ligt. De soortenstandaard (Van Heusden & Zwetsloot, 2012) vermeldt dat voor een gunstige staat van instandhouding van de

beverpopulatie in Nederland er ten minste 1 populatie moet zijn van minstens 500 exemplaren. Ottburg en Van Swaay (2014) hanteren als referentiewaarde voor de bever een minimale effectieve populatiegrootte van 1000 dieren per metapopulatie. Beide getallen lijken echter niet specifiek gebaseerd op de ecologie van de bever.

De tot nu toe meest onderbouwde schatting van een MVP voor de Europese bever werd geleverd door Nolet (1996) in zijn advies aan de Europese Raad, dat hij later één op één overnam in een wetenschappelijke publicatie (Nolet & Rosell 1998). Hij nam Franklins richtlijn van een effectieve populatiegrootte van 500 dieren als uitgangspunt, en berekende op basis van formules van Lande & Barrowclough (1987) en specifieke gegevens over de reproductie-ecologie van de bevers in de Elbe-regio dat dit overeenkomt met een werkelijke populatieomvang van circa 1880 dieren. In verschillende latere publicaties (o.a. Frosch et al. 2014) komt dit getal terug als de momenteel beste schatting voor een MVP voor de bever. In een advies voor een duurzame populatieomvang voor de bever in Vlaanderen stellen Stuyck et al. (2012) deze waarde echter naar beneden bij. Op basis van een theoretische benadering door Mergeay (2012) stellen zij dat de effectieve populatiegrootte van 500 naar beneden kan worden bijgesteld voor de bever op basis van diens generatieduur. Uitgaande van een generatieduur van 3 jaar schatten zij de minimale effectieve populatiegrootte op 325 dieren, en hanteren vervolgens dezelfde vermenigvuldigingsfactor als Nolet (circa 3,8) om de totale populatieomvang te berekenen. Deze komt dan uit op 1225 dieren.

Hoewel exacte aantallen niet bekend zijn, telt ons land naar schatting momenteel ruim 1700 bevers van ten minste 1 jaar oud (Dijkstra, 2016). Afgaande op de laatste twee bovengenoemde schattingen, specifiek voor bevers van het Elbe-type, zou dat voldoende moeten zijn voor een op zichzelf staande beverpopulatie.

Cruciaal is echter de vraag wat men in dit verband beschouwd als een "op zichzelf staande" populatie. De Limburgse beverpopulatie kent reeds uitwisseling met andere populaties (Kurstjens 2014), zoals in Wallonië, waar in 2009 al 900 tot 1000 bevers aanwezig waren (Dewas et al. 2012) en de Eifel (tenminste 600 exemplaren in 2016; Kurstjens & Niewold, 2011). De meest recente verspreidingskaarten voor de bever in Nederland (Figuur 1) laat verder zien dat ook de deelpopulaties in de Biesbosch en de Gelderse Poort inmiddels deel uitmaken van ditzelfde uitgespreide verspreidingsgebied. Harde data met betrekking tot de mate van onderlinge uitwisseling ontbreken, maar gezien de huidige verspreiding en aantallen is het waarschijnlijk dat het criterium van tenminste 1 immigrant per generatie wordt gehaald. Via de IJssel en de Veluwerandmeren is ook de populatie in Flevoland aangeschakeld. Ook hier kan worden voorzien dat het criterium voor minimale uitwisseling tenminste in de nabije toekomst zal worden gehaald.

Hoewel de beverpopulaties in Limburg, de Biesbosch, de Gelderse Poort en Flevoland dus geen van allen van voldoende omvang zijn om als op zichzelf staande populatie levensvatbaar te zien, kan dus worden gesteld dat zij wel onderdeel uitmaken van een grotere regionale metapopulatie zoals gedefinieerd door o.a. Mergeay (2012), die als geheel een omvang kent die ruim uitkomt boven de bovengenoemde minima ter voorkoming van genetische risico's, ook op de lange termijn. In de nabije toekomst kan een aanzienlijke verdere toename van de aantallen bevers worden voorzien. Kurstjens & Niewold (2011) schatten het aantal bevers in 2035 op rond de 7000 Nederlandse dieren. Er vanuit gaande dat een aanzienlijk deel van deze toename zal plaatsvinden in de recente bezette gebieden, mag worden verwacht dat de oorspronkelijke deelpopulaties steeds sterker versmelten en de onderlinge uitwisseling daarmee verder zal toenemen. Al met al kan dan ook worden geconcludeerd dat deze populaties als levensvatbaar mogen worden beschouwd.

Bij twee andere Nederlandse populaties, in Friesland en in de Hunze Aa, is echter op dit moment nog wel duidelijker sprake van een grotere mate van isolatie. In de Hunze Aa leven enkele tientallen bevers die zich voortplanten, vooral in het Groningse deel. In Friesland zit een solitaire bever. Van een levensvatbare situatie op de lange termijn is daarmee zeker nog geen sprake. Ook een effectieve populatiegrootte van 50 individuen wordt vrijwel zeker niet gehaald, wat inhoudt dat niet alleen sprake

kan zijn van verlies van variatie op de lange termijn, maar ook van een aanzienlijke mate van inteelt op de korte termijn. Dit is zorgelijk te noemen, met name gezien de eerder bij de Elbe-otters gerapporteerde signalen voor inteeltdepressie, zoals een hogere vatbaarheid voor ziekten. Natuurlijke immigratie via aansluiting bij het zuidelijke leefgebied wordt op korte termijn niet waarschijnlijk geacht (Kurstjens en Niewold (2011)). Andere maatregelen, zoals bijplaatsing vanuit andere gebieden en mitigatie van migratie barrières worden aanbevolen.

### 3.3 Ondersoorten & mogelijke risico's van dispersie of translocatie?

Genetisch onderzoek op basis van variatie in mitochondriale sequentiemerken (Ellegren et al. 1993, Durka et al. 2005) toonde duidelijke genetische verschillen aan tussen de verschillende relictpopulaties van de bever in Europa. Op basis van deze verschillen werden door o.a. Durka et al. (2005) een aantal verschillende ondersoorten onderscheiden, waaronder *C.fiber ssp. albicus* in het Elbe-gebied, *ssp. galliae* in Frankrijk, en *ssp. orientoeuropaeus* in Rusland. Binnen de monsterset van Durka et al. (2005) vielen de mitochondriale haplotypes van de westelijke en oostelijke relictpopulaties duidelijk uiteen in twee verschillende groepen. Algemeen werd aangenomen dat sprake was van twee evolutionaire bloedlijnen die geografisch duidelijk gescheiden waren: de bevers uit Oost-Europa (Oost-Polen, Rusland) zouden van een andere voorvader afstammen dan de bevers in West- en Noord-Europa (Duitsland, Frankrijk, Noorwegen), en de twee lijnen zouden al ruim 200.000 jaar van elkaar gescheiden zijn.

Op basis van dit veronderstelde onderscheid stelden Durka et al. (2005) voor om bij herintroducties bevers uit Oost- en West-Europese bronnen niet met elkaar te mengen. Dit zou namelijk kunnen resulteren in een schadelijk fenomeen dat bekend staat als 'uiteeltdepressie' (Frankham et al. 2010; Vergeer et al. 2008). Wanneer populaties gedurende zeer lange tijd geïsoleerd van elkaar hebben voortbestaan kan genetische of fenotypische incompatibiliteit zijn ontstaan, die er voor zorgt dat individuen van de twee populaties minder succesvol met elkaar kunnen paren. Als dat het geval is kan het gevaarlijk zijn om een kleine populatie aan te vullen met individuen uit een dergelijke afwijkende populatie, omdat dit ofwel het reproductiesucces kan beperken ofwel kan resulteren in een hogere aanwezigheid van verzwakte individuen.

Op een aantal plaatsen in West-Europa hadden echter al herintroducties met Oost-Europese bevers plaatsgevonden: in de Eifel werden in de Roer bevers uit een Poolse kweekpopulatie losgelaten; in Wallonië werd gebruik gemaakt van bevers uit Beieren, met een gemengde Noorse, Franse, Poolse en Russische oorsprong (Kurstjens & Niewold 2011). Dit is relevant voor de Nederlandse populatie, aangezien de bevers uit de Eifel en Wallonië ook Limburg weten te bereiken. In de periode van 1992 tot 2004 zijn zeker 19 bevers van Poolse en gemengde origine via de Roer en de Maas ons land binnengekomen (Niewold 2004). Naar alle waarschijnlijkheid zet deze introductie van Pools en Russisch bloed in de Limburgse populatie zich momenteel verder voort. De vraag is nu in hoeverre dit de Limburgse populatie negatief kan beïnvloeden, en in hoeverre het vervolgens wenselijk is om natuurlijke dispersie of onnatuurlijke translocaties van Limburgse bevers naar andere deelpopulaties in ons land toe te staan. Daarnaast zijn ook her en der in Europa bevers van Noord-Amerikaanse origine uitgezet, *Castor canadensis* (Dewas et al, 2011). De meest nabije groep bevindt zich in de Oostelijke Ardennen en wordt daar als invasieve exoot bestreden (BFIS 2016)[]. Deze soort kruist niet met de Europese bever.

Drie recente studies deels op basis van nieuwe genetische merkers met een hogere resolutie, werpen een heel ander licht op de zaak. Horn et al. (2014) verrichten een heranalyse van de Europese bevers op basis van dezelfde sequentiemerken als Durka et al. (2005) en komen tot de conclusie dat het onderscheid in subspecies waarschijnlijk een artefact is van recente populatieafname, in plaats van het resultaat van historische isolatie. Frosch et al. (2014) vergeleken bevers uit een groot aantal relictpopulaties en geherintroduceerde populaties in West Europa en lieten zien dat weliswaar de

verschillende bronnen van herkomst duidelijk terug te zien waren op basis van microsatelliet-merkers, maar dat de bevers van Poolse en Russische origine vrijwel allemaal tot de West-Europese bloedlijn behoorden op basis van de mitochondriale sequenties. Van 16 bevers uit Wallonië en Eifel met een duidelijk Pools/Russische herkomst werd slechts één individu toegewezen aan de Oost-Europese bloedlijn. Dit trekt het scherpe onderscheid tussen de West- en Oost-Europese bevers in twijfel, en doet vermoeden dat sprake is van een complexer genetisch patroon. Een aanvullende studie van Senn et al. (2014) met een nog nauwkeuriger merkersysteem (Single Nucleotide Polymorphisms, ofwel SNPs) bevestigde dit vermoeden. Waarschijnlijk zijn de twee verschillende genetische lijnen het gevolg van het terugtrekken van de bever in verschillende refugia tijdens de laatste ijstijd, maar zijn deze lijnen nadien weer vermengd geraakt. Hoewel meer onderzoek nodig is om dit historische scenario hard te maken, achten zowel Frosch et al. (2014) als Senn et al. (2014) het zeer waarschijnlijk dat inteeltdepressie voor de beverpopulaties in Europa een veel groter gevaar vormt dan uitteeltdepressie. Alle mengpopulaties in Europa, de Limburgse inclusief, lijken op dit moment zeer vitaal. Hoewel gerichte kruisingsproeven definitief uitsluitsel zouden kunnen geven, lijkt een Russische studie de afwezigheid van uitteeltdepressie te bevestigen. Mengpopulaties vertoonden daar een hogere reproductiesnelheid en een betere veerkracht bij hoge jachtdruk ten opzichte van populaties van een enkele origine (Saveljev & Milishnikov 2002). Zowel Frosch et al. (2014) als Senn et al. (2014) maken zich dan ook sterk voor het toelaten van meer menging van bevers uit verschillende relictpopulaties bij het beheer van bestaande populaties en het plannen van nieuwe herintroducties. In dit licht lijkt de huidige immigratie van bevers met een andere herkomst in Limburg, en translocatie of natuurlijke dispersie van bevers vanuit Limburg naar andere delen van Nederland wenselijk. Met name op de kleine en geïsoleerde populaties in het noorden van het land zou dit een positief effect kunnen hebben.

## 4 Bevermanagement

### 4.1 Voorziene schade en overlast in de toekomst

Dit onderwerp is op verzoek van het Faunafonds goed uitgewerkt in Kurstjens & Niewold (2011) en wordt hieronder op hoofdlijnen weergegeven. Schade en overlast door bevers kan ontstaan door vraatschade (gewassen, bomen; foto 1), natschade (als gevolg van beverdammen) en graverij (met name in dijken). In veel gevallen is de schade goed te mitigeren maar dit is niet in alle gevallen eenvoudig. Daar komt bij dat vooral bij natschade en graverij de kosten voor herstel sterk kunnen oplopen (Kurstjens & Niewold, 2011).

Vraatschade is veelal goed te mitigeren middels rasters en de ontwikkeling van natuurlijke oevers. In de toekomst (2025) wordt voorzien dat dergelijke schade, en dus het schadebedrag, zal toenemen. Voor natschade wordt voorzien dat die zich vooralsnog tot Limburg zal beperken maar voor de toekomst (2025) wordt voorzien dat dit op meerdere locaties in Nederland voor kan komen. Mitigatie is mogelijk middels grondverwerving, particulier natuurbeheer, gedoogovereenkomsten, verlagen/draineren van de dam, aanbrengen van beschermingsgaas bij duikers, het verwijderen van de dam of het wegvangen van de bever(s).

Graafschade aan hoofdwaterkeringen, spoordijken en wegen komt incidenteel voor, maar indien dat wordt geconstateerd is herstel vaak een kostbare aangelegenheid. Naast schade aan dergelijke dijklichamen speelt veiligheid een rol. Mitigatie is mogelijk omdat risicolocaties in kaart kunnen worden gebracht en heringericht zodat graverij niet meer mogelijk is. Daarnaast is het wegvangen/verwijderen van de bever een optie. Voorzien is voor de toekomst dat indien bevers de laagveengebieden van Nederland koloniseren er risico is voor graverij in boezemkades met als consequentie olopemde kosten voor herstel. De kosten voor mitigatie en compensatie bedragen voor Limburg inmiddels ca. 500k€ per jaar (zie de brief GS, zie 1.2).



Foto 1 : Vraatsporen van bevers langs een kanaal.



## 4.2 Bevermanagement in de praktijk

In opdracht van het Faunafonds schreven Kurstjens & Niewold het rapport "De verwachte ontwikkelingen van de beverpopulatie in Nederland: naar een bevermanagement" (2011). Hierin is al een voorzet uitgewerkt voor professioneel bevermanagement. Daarnaast kan er veel geleerd worden van management elders in Europa, met name zoals van kracht in de Duitse deelstaat Beieren. Schwab (2009 & 2014) beschrijft het management van bevers voor Beieren aan de hand van vier pijlers:

- gedegen advies bij conflicten en uitgebreide communicatie over de bever
- mitigatie
- fonds voor tegemoetkoming bij schade
- ingrijpen bij onacceptabele natschade of in geval van gevaar voor veiligheid

In Beieren leven ca 18.000 bevers (stand 2016) in een deelstaat met een oppervlakte van ruwweg 2x Nederland. De kosten voor management en beheer bedragen ca. 500k€ / jaar. In de eerste jaren werden overlastbevers vooral weggevangen en verplaatst binnen Europa. Inmiddels is er bijna geen afzetmogelijkheid meer waardoor is overgegaan tot afschot. Dit is van ca. 500 geschoten bevers per jaar inmiddels opgelopen tot inmiddels ca. 1200/jaar uit een populatie van ca.18000 dieren (Schwab, persoonlijke mededeling september 2016).

Vanwege de toename in verspreidingsgebied van de bever en daarmee ook de toename in schade en overlast door beveractiviteit is door het Faunafonds / BIJ12 op 22 maart 2016 een bijeenkomst georganiseerd om te brainstormen over toekomstig bevermanagement (Bogaerts et al, 2016). De uitkomsten van die bijeenkomst zijn vertaald in een vijfpuntenplan:

1. Formuleren van toetsingscriteria voor inrichting, beheer, ontwikkelen en uitvoering projecten en vergunningverlening. Inclusief aanpak calamiteiten.
2. Afstemmen van verantwoordelijkheden. Wie doet wat in het beheer van de leefgebieden van de bever en de toepassing van daarvoor beschikbaar instrumentarium. Wie betaalt?
3. Ruimtelijke zonering of aanwijzing van te beschermen leefgebieden en gebieden waar uit oogpunt van instandhouding en risico's op gevaar en schade maatwerkbeheer kan worden toegestaan.
4. Ontwikkelen en uitvoeren van monitoring van acties en prestaties ten aanzien van het bevermanagement (in aanvulling op de reeds bestaande ecologische monitoring en rapportage)
5. Instellen en onderhouden kennisplatform voor delen van praktijkkennis en ervaringen, ook die uit het buitenland.

De regie op de uitwerking en uitvoering van dit vijfpuntenplan berust bij de provincies in goede afstemming met andere belanghebbende overheden. Het verslag van de bijeenkomst en bovengenoemde stappenplan wordt op korte termijn voorgelegd aan de Werkgroep Natuurwetgeving van het Interprovinciaal Overleg waarna besloten wordt hoe het wordt uitgewerkt qua beleid (Pers. Med. Daan Jacobs, BIJ12). Bovengenoemde komt op hoofdlijnen overeen met de stappen die zijn uitgewerkt vanuit de otter- en beverwerkgroep CaLutra en de Zoogdiervereniging (Bekker & Dijkstra, 2016).

Voor de provincie Limburg is reeds een beverbeheer-advies uitgewerkt (Kurstjens, 2014). Voor deze provincie is een Beveroverleg gevormd waarin de Provincie, waterschappen, terreinbeheerders, ARK natuurontwikkeling, FBE, LLTB en RWS zijn verenigd. In Limburg wordt de komende jaren ingezet op beverbeheer waarbij in het uiterste geval probleemdieren worden weggevangen om naar elders te worden verplaatst. In eerste instantie zal worden ingezet op het zo veel mogelijk duurzaam oplossen van problemen door grondverwerving, herinrichting, plaatsing van rasters en mitigatie van de effecten van natschade door dammen. Hiervoor is een processchema opgesteld waarin duidelijk is wie wanneer verantwoordelijk is om problemen op te lossen. Voor Limburg wordt het aantal weg te vangen bevers in probleemsituaties de komende jaren ingeschat op ca. 8 dieren per jaar in 2015 tot 25 dieren rond 2020. Rond 2020 zal de beverpopulatie in Limburg en Nederland naar verwachting zodanig zijn toegenomen dat er geen afzetmogelijkheden meer zijn voor levende dieren zodat een andere vorm van populatiebeheer bediscussieerd dient te worden die op breder maatschappelijk draagvlak kan rekenen.

Populatieregulatie door vangst en vervolgens doden komt op termijn in beeld, maar mogelijk sneller als er geen herplaatsingslocaties voor bevers uit overlastgebieden beschikbaar komen (brief van de Gedeputeerde Staten van de Provincie Limburg aan de Staatsecretaris van MinEZ, 25 mei 2016; zie H1.2).

De uitdaging voor de toekomst is om er enerzijds voor te zorgen dat de bever in heel Limburg zijn leefgebied weer kan gaan innemen en zijn ecologische sleutelrol kan gaan vervullen en anderzijds om het draagvlak onder de bevolking vast te houden door de problemen beheersbaar te maken. Om het evenwicht tussen bever en mens te handhaven wordt in Limburg in analogie van de Duitse deelstaat Beieren overgegaan op een vorm van beverbeheer.

Vangen en vervolgens transloceren of doden is de meest geëigende optie om probleemdieren te verwijderen (Schwab 2014). Naast actieve vangst kan (indien er voldoende alternatief habitat in de omgeving is) gekozen worden voor passieve translocatie. Hiervoor dient het bestaande leefgebied te worden aangetast (ongeschikt maken van een burcht of leefgebied). Dit geldt ook voor gebieden waar bevers verwijderd zijn om te voorkomen dat het aantrekkelijk blijft voor de soort waardoor er op termijn weer gehandeld moet worden als hervestiging optreedt.

Populatiebeheer van bevers door afschot is problematisch (Schwab 2014). Afschot zou een optie kunnen zijn voor individuele bevers die op dispersie zijn. Voor families is dit echter onwenselijk. Afschot leidt tot verstoring van sociale verbanden. Afschot van bevers kent zijn beperkingen doordat het een nachtactieve soort betreft, waardoor welzijnsproblemen kunnen ontstaan (aanschieten; nazoek is een probleem wanneer het dier in het water vlucht, onjuiste determinatie). Afschot als populatieregulerend middel is problematisch omdat een accurate inschatting op het oog van geslacht en leeftijd onmogelijk is bij dieren >1jaar. Wanneer de hele familie verwijderd moet worden ontstaan problemen omdat dieren die niet direct worden afgeschoten schuw worden. Daarnaast lenen veel situaties zich niet voor afschot vanwege de openbare veiligheid.

Een aantal gebieden in Nederland is nog (relatief) dunbevolkt (bijv. de beverpopulatie in Groningen/Drenthe) en sommige geschikte gebieden lijken moeilijk bereikbaar (Kop van Overijssel, Friesland, Noord-Holland boven het Noordzeekanaal). Het ligt niet in de lijn der verwachting dat deze gebieden (snel) spontaan worden gekoloniseerd. Translocatie van bevers naar deze gebieden is daarom een goede optie. Vanwege de strategische positionering tussen de Zuidelijke deelpopulaties en de deelpopulaties in Friesland, Groningen en Drenthe, vanwege de moeilijkheid daar op eigen gelegenheid te komen en vanwege de meerwaarde die otters hebben van beveractiviteit bevelen wij aan de mogelijkheden van translocatie naar Nationaal Park Weerribben-Wieden te verkennen (zie ook H2.2.3).

## 5 Conclusies en aanbevelingen

### Staat van instandhouding

In H3 is uitgebreid uitgewerkt wat de vereisten zijn voor een duurzame populatie bevers. Met een in 2016 geschat aantal bevers van 1700 (>1 jaar oud), een verspreiding over 388 uurhokken van 5x5km waarbij tevens uitwisseling plaatsvindt met populaties in buurlanden, en de groei van de populatie beschouwen wij de beverpopulatie in Nederland als duurzaam. Aangezien de soort erg oevergebonden is, zijn er nog wel de nodige barrières die uitwisseling en kolonisatie van voormalig leefgebied bemoeilijken. Mitigatie van die barrières en/of het door translocatie bevolken van geschikt leefgebied wordt aanbevolen.

Recent komen vanuit de genetica nieuwe inzichten in het veronderstelde bestaan van bloedlijnen en ondersoorten binnen *Castor fiber*. Waar historisch werd aanbevolen bevers uit Oost- en West-Europa, en de ondersoorten daarbinnen, strikt gescheiden te houden, is op basis van voortschrijdend inzicht het advies om de Europese populaties te mengen voor een betere vitaliteit (H3.3). Juist voor de populaties die voortkomen uit Elbe-bevers, zoals in Nederland, wordt menging aanbevolen ter voorkoming van genetische verarming en inteelt. Op basis daarvan is immigratie van (gedeeltelijk Pools/Russische) bevers vanuit België en Duitsland naar Limburg en de overige Nederlandse populaties juist wenselijk te noemen. De translocatie van Limburgse bevers naar elders in het land (in lijn met de wens van de provincie Limburg) sluit daarbij aan. Met name de noordelijke populatie in Groningen en Drenthe is nog geïsoleerd en in delen van het leefgebied dun bevolkt en zou door bijplaatsen versterkt kunnen worden. Daarnaast kan als alternatief een stapsteen-populatie gerealiseerd worden in Nationaal Park Weerribben-Wieden (H2.2.3).

Gezien het nut van meer menging en de recente twijfels aan het bestaan van ondersoorten, is het sterk aan te bevelen om de huidige bescherming van één ondersoort (alleen "*Castor fiber albicus*") uit te breiden tot de hele soort "*Castor fiber*", zodat ook bevers met een andere genetische achtergrond die zich (via Limburg) in ons land vestigen bescherming genieten.

### Bevermanagement middels maatwerkbeheer

Wij bevelen aan om elke situatie waarbij bevers problemen veroorzaken vooralsnog individueel te beoordelen. In eerste instantie is het aan te bevelen dat mitigerende maatregelen worden toegepast en/of dat potentiële overlastgebieden minder interessant voor bevers worden gemaakt. Schwab (2014) geeft hiervan een overzicht voor de Duitse deelstaat Beieren. In uitzonderlijke situaties kan het verwijderen van de bever(s) noodzakelijk zijn. Wanneer mitigerende maatregelen geen soelaas bieden is het actief dan wel passief transloceren dan wel doden na vangst aan de orde. Op de korte termijn is translocatie de geëigende optie mits er provincies zijn die dieren willen plaatsen binnen de hiervoor geldende wettelijk kaders. Op de langere termijn, wanneer al het geschikte habitat volledig is bezet, zal vangen en doden aan de orde kunnen zijn. Bij een verdere kolonisatie van geschikt leefgebied zullen bevers zich in toenemende mate vestigen in suboptimaal leefgebied (landbouw- en stedelijk gebied). Schade aan kunstwerken zoals dijken, kades, stuwen, afvoerkanalen van elektriciteitscentrales kunnen dan toenemen en aanleiding geven tot het verlenen van een ontheffing voor het verwijderen van bevers. Een bevermanagementsplan kan daarin sturing geven (H4.2). Het is aan te bevelen de eerstkomende jaren (of van circa 10 à 20 situaties) elke situatie op zich te beoordelen en dat vervolgens te evalueren om eventueel te verwerken in een vergunning op voorhand.

## Referenties

- Bekker, H. & V. Dijkstra 2016: Samenwerken voor mooie toekomst van de bever – effectieve bescherming vraagt gecoördineerd bever-management. *Zoogdier* 27-3.
- BFIS 2016. Belgian Forum on Invasive Species. Website: <http://ias.biodiversity.be/species/show/123>. Bezocht in september 2016.
- Blomqvist, D., A. Pauliny, M. Larsson & L.A. Flodin (2010) Trapped in the extinction vortex? Strong genetic effects in a declining vertebrate population. *BMC Evolutionary Biology* 10: 33.
- Bogaerts, S., D. Moerkens, T. Heeren & H. Hollander, 2016. Verslag bijeenkomst Bevermanagement 22 maart 2016 LEF Future Centrum, Utrecht.
- Busher P.E., Dzieciolowski R.M. 2012. Beaver Protection, Management and Utilization in Europe. Springer.
- De Groot, G.A., H.A.H. Jansman, J. Bovenschen, I. Laros, Y. Meyer-Lucht en J. Höglund (2014). Inteelt onder Sallandse korhoenders; De genetische gevolgen van een kleine populatieomvang. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2599
- Dekker, J. & S. Vreugdenhil 2012, Bevers. KNNV uitgeverij.
- Dewas, M., Herr, J., Schley, L., Angst, C., Manet, B., Landry, P. & Catusse, M. (2011) Recovery and status of native and introduced beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in France and neighbouring countries. *Mammal Review* 42: 144-165.
- Dijkstra, V. 2016. NEM Verspreidingsonderzoek Bever en Otter in 2015. Telganger oktober 2016, Zoogdierverseniging.
- Durka W, Babik W, Ducroz JF, Heidecke D, Rosell F, et al. (2005) Mitochondrial phylogeography of the Eurasian beaver *Castor fiber* L. *Mol Ecol* 14: 3843–3856.
- Ellegren H, Hartman G, Johansson M, Andersson L (1993) Major histocompatibility complex monomorphism and low levels of DNA fingerprinting variability in a reintroduced and rapidly expanding population of beavers. *P Natl Acad Sci USA* 90: 8150–8153.
- Evans, D. en Arvela, M. (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. Final Draft July 2011. European Topic Centre on Biological Diversity, Paris.
- Frankham R., J.D. Ballou en D.A. Briscoe (2010) *Introduction to conservation genetics*. Tweede editie. Cambridge University Press, Cambridge.
- Frankham, R. and Franklin, I.R. 1998. Response to Lynch and Lande. *Animal Conservation*, 1, p. 73.
- Franklin, I.R. (1980) Evolutionary change in small populations. In: M.E. Souleand & B.A. Wilcox (eds.) *Conservation Biology: An Evolutionary Ecological Perspective*. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates. Page 135-140.
- Frosch C, Kraus RHS, Angst C, Allgower R, Michaux J, et al. (2014) The Genetic Legacy of Multiple Beaver Reintroductions in Central Europe. *PLoS ONE* 9(5): e97619.
- GS Provincie Limburg, verzonden 25 mei 2016. Brief aan de Minister ter informering van het voorgenomen bevermanagement in de provincie Limburg.
- Horn S, Prost S, Stiller M, Makowiecki D, Kuznetsova T., Benecke N, Pucker E, Hufthammer AK, Schouwenburg C, Shapiro B, Hofreiter M (2014). Ancient mitochondrial DNA and the genetic history of Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Europe. *Molecular Ecology* 23, 1717-1729.
- Huizinga, N., V. Dijkstra & S. Vreugdenhil, 2012. Bevers in uw buurt. Zoogdierverseniging.
- Jamieson, I.G., Allendorf, F.W., 2012. How does the 50/500 rule apply to MVPs? *Trends in Ecology and Evolution* 27, 578-584
- Kaandorp M., Lange C. 2010. 15 jaar bevers in Gelderse Poort. *Zoogdier* 21, pp. 8-11.

- Kaandorp, M.Y. & C.Y.M.J.G. Lange, 2009. Uitbreiding bevers langzamer dan gedacht? ARK & Van Hall Larenstein.
- Kurstjens, G. & F. Niewold 2011. De verwachte ontwikkelingen van de beverpopulatie in Nederland: naar een bevermanagement. Kurstjens, ecologisch adviesbureau & Niewold Wildlife Infocentre, rapport 2011.01.
- Kurstjens, G. 2014. Beverbeheer in Limburg - Op weg naar duurzaam beverbeheer in Limburg. Adviesrapport.
- Lammertsma, D.R., F.J.J. Niewold, H.A.H. Jansman, H.P. Koelewijn & A.T. Kuiters 2008. Kansen voor de otter in de regio Nieuwkoopse Plassen-Reeuwijkse Plassen-Krimpenerwaard: een haalbaarheidstudie. Alterra-rapport 1822, Wageningen.
- Lande, R. (1995) Mutation and conservation. *Conservation Biology* 9: 782-791.
- Lande, R. and Barrowclough, G. F. (1987) Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In *Viable Populations for Management*, ed. M. E. Soulé, 87-124. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mergeay, J. (2012) Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. INBO.A.2012.141.
- Mills L.S., Allendorf F.W. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10, pp. 1509-1518.
- Niewold, F.J.J. 2004: ontwikkeling van de beverpopulaties in Nederland 2000-2004. Alterra rapport 982.
- Niewold, F.J.J. & D.R. Lammertsma 2000. Ruim 10 jaar bevers in de Biesbosch: een evaluatie van de populatieontwikkeling in de periode 1994-1999. Alterra rapport 015, Wageningen.
- Nolet B.A., Rosell F. 1998. Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. *Biological Conservation*, 83, pp. 165-173.
- Nolet, B. A. (1996) Management of the beaver (*Castor fiber*): towards restoration of its former distribution and ecological function in Europe? Report Council of Europe, Strasbourg.
- Ottburg, F.G.W.A. & C.A.M. van Swaay (red., 2014). Gunstige referentiewaarden voor populatieomvang en verspreidingsgebied van soorten van bijlage II, IV en V van de Habitatrichtlijn. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 124.
- Piechocki R (1977) Okologische Todesursachenforschung am Elbebiber (*Castor fiber albus*). *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 10: 332-341.
- Romanowski J., Kowalczyk K., Rau K. 2008. Population viability modelling and potential threats to the beaver in the Vistula river valley, Poland. *Annales Zoologici Fennici* 45, pp. 323-328.
- Saveljev A, Milishnikov AN (2002) Biological and genetic peculiarities of crosscomposed and aboriginal beaver populations in Russia. *Acta Zoologica Lituonica* 12: 397-402.
- Schwab, G. 2009. Biber in Bayern - Biologie und Management. Bayerischer Landesamt für Umwelt.
- Schwab, G. 2014. Handbuch für den Biberberater. Bund Naturschutz in Bayern
- Senn H., Ogden R., Frosch C., Syruková A., Campbell-Palmer R, et al. 2014. Nuclear and mitochondrial genetic structure in the Eurasian beaver (*Castor fiber*) – implications for future reintroductions. *Evolutionary Applications* 1752-4571.
- Shaffer, M. (1987) Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: Soule, M.E. (Ed.), *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 69-86.
- Stuyck J., Casaer J., Mergeay J. 2012. Advies betreffende de grootte van een duurzame populatie bever (*Castor fiber*). INBO, rapport INBO.A.2012.147.

Telganger april 2016:

<http://www.zoogdierwinkel.nl/sites/default/files/imce/nieuwewite/Winkel/pdf%20download/Telganger%20april%202016.pdf>

Telganger oktober 2015:

<http://www.zoogdierwinkel.nl/sites/default/files/imce/nieuwewite/Winkel/pdf%20download/Telganger%20oktober%202015-2.pdf>

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

Trommelen 2000: <http://www.volkskrant.nl/wetenschap/er-knaagt-iets-bij-de-nieuwe-biesbosch-bever~a556631/>

Van Heusden, W., T. Zwetsloot et al. (2012) Soortenstandaard Bever *Castor fiber*. Dienst Regelingen, Ministerie van Economische Zaken.

Vergeer P, Ouborg NJ, Hendry AP (2008) Genetic considerations of introduction efforts. In: Fox CW, Carroll SP (eds.), *Conservation Biology Evolution In Action*, pp. 116-129. Oxford: Oxford University Press.