

Kolonisatietrends bij watersalamanders modelmatig berekend

Harry van Buggenum

Het onderzoek naar de verspreiding van watersalamanders in een groot gebied vindt meestal plaats door het bemonsteren van voortplantingsplaatsen. Als men een gebied gedurende een lange reeks van jaren onderzoekt, ontstaat op een gegeven moment de behoefte om te achterhalen welke ontwikkeling de aangetroffen soorten doormaken. Naarmate de tijd vordert kan in een onderzoeksgebied echter veel veranderen. Zo kan het aantal poelen op een gegeven moment dusdanig groot worden dat men moet volstaan met het nemen van steekproeven. In dit artikel wordt ingegaan op de mogelijkheden van een enkele jaren geleden ontwikkelde statistische aanpak voor de analyse van dergelijke onderzoeksgegevens. Er is gebruik gemaakt van data die in Midden-Limburg zijn verzameld van drie soorten watersalamanders

Het analyseren en trekken van juiste conclusies uit langjarige tijdreeksen kan een lastige en omvangrijke opgave zijn. Toch bieden juist deze tijdreeksen aanknopingspunten voor het ontdekken van trends ten aanzien van voor- of achteruitgang van soorten. De trends zijn op hun beurt weer aanleiding voor het constateren van succesvolle beschermingsmaatregelen, het nemen van aanvullende maatregelen of het plaatsen van een soort op een Rode Lijst (zie Creemers & Van Delft, 2009). Buiten de Meetnetten van RAVON (Van der Meij *et al.*, 2009) worden in Nederland de benodigde gegevens zelden systematisch, langjarig en gestandaardiseerd verzameld. Allerlei omstandigheden kunnen in de loop der jaren ervoor zorgen dat er hiaten of veranderingen in een verzamelde tijdreeks ontstaan. Denk daarbij aan wisselende onderzoekers, veranderende onderzoeksmethoden en omvangrijke uitbreidingen van het aantal potentiële onderzoekslocaties. De beschikbare tijdsinvestering is vaak een beperkende factor bij het onderzoek, zeker als het door een vrijwilliger in zijn of haar vrije tijd wordt gedaan. Daarnaast speelt het feit dat soorten een verschillende detectiekans hebben een rol bij het bepalen of ze daadwerkelijk op een locatie aanwezig zijn. Een nog groter probleem vormt het bepalen van de min of meer precieze omvang van een populatie. Dit kan bij dieren met een grote homorange of met een verborgen levenswijze, zoals bij de meeste amfibieën en reptielen, eigenlijk alleen maar door het toepassen van vangst-terugvangstmethoden (zie o.a. Schmidt, 2004). Dergelijke methoden vereisen echter een enorme onderzoeksinspanning, die zelden of nooit langer dan enkele jaren wordt volgehouden. Het blijkt dan ook erg lastig te zijn om een veranderende



Portret van de besproken watersalamanders: kleine water-, kam- en Alpenwatersalamander (Foto's: Jelger Herder)

status van dierpopulaties door middel van lange termijn monitoring te bepalen.

Deze en andere overwegingen hebben ertoe geleid dat gezocht is naar alternatieve methoden om de toestand van populaties binnen een bepaald gebied te schatten. Vaak is een van de belangrijkste te berekenen populatieparameters de bezettingsgraad in een gebied, bijvoorbeeld hoeveel procent van de onderzochte poelen is bezet? Een andere belangrijke parameter is de trefkans (=detectiekans) van een soort. Uiteindelijk heeft dit ertoe geleid dat er methoden zijn ontwikkeld die op basis van herhaald onderzoek en het telkens aangeven van “wel-aangetroffen” of “niet-aangetroffen” de bezetting kunnen berekenen, inclusief diverse statistische parameters, zoals de

standaardafwijking van de berekening. De modellen zijn gericht op situaties waarin de detectiekans kleiner is dan 1, wat bij veel diersoorten het geval is. In de Engelstalige literatuur wordt gesproken van “site occupancy”-modellen, welke voor het eerst door MacKenzie *et al.* (2002) uitgebreid zijn beschreven. Naast het berekenen van het bezettingspercentage en de trefkans, biedt de methode ook de mogelijkheid om te achterhalen door welke externe factoren beide parameters worden beïnvloed. Denk daarbij aan poelkenmerken, omgevingsfactoren, onderzoekstijdstip of onderzoeksmethode. Het basisbeginsel van de statistische methode is gelegen in het berekenen van de zogenaamde “maximale waarschijnlijkheid” (Engels: “maximum likelihood”) van een parameter. De bezettingskans en de

trefkans kunnen worden bepaald als je in een seizoen minstens twee (lieft meer) bezoeken aan een locatie brengt en het aantal onderzoekslocaties (=de steekproef) voldoende groot is. De modellen ontwikkelden zich al snel verder tot modellen voor detectiekansen die binnen een seizoen (dus per steekproef) wijzigen (Royle & Nichols, 2003) en mogelijkheden om over meerdere seizoenen de bezettingsgraad en detectiekans te berekenen. Daarbij komt ook het berekenen van kolonisatie en uitsterven/extinctie (of het tussentijds verlaten van een locatie) in beeld (MacKenzie *et al.*, 2003). Al met al zou modellering een bijdrage kunnen leveren aan het achterhalen van trends bij amfibieën en reptielen, waarbij vaak sprake is van “aiming at a moving target” (Collins & Halliday, 2005). Na de eerste publicaties van de methodiek zijn al meerdere toepassingen voor de analyse van herpetologische monitoringsgegevens verschenen (zie o.a. Schmidt, 2008). Het in het voorliggende artikel beschreven onderzoek is eveneens een kennismaking met dergelijke “site occupancy” modellen. Er is gebruik gemaakt van onderzoeksgegevens die in Midden-Limburg vooral door Puts & Van Buggenum (2011) zijn verzameld van de kleine watersalamander (*Lissotriton vulgaris*), de Alpenwatersalamander (*Mesotriton alpestris*) en de kamsalamander (*Triturus cristatus*).

Het Vulensbeekdal heeft slechts lokaal een goed ontwikkeld, kleinschalig landschap waarin alle drie de onderzochte soorten voorkomen (Foto: Harry van Buggenum)



De in 1985 aangelegde poelen van het Slekkerhout zijn inmiddels gekoloniseerd door Alpenwater-, kam- en kleine watersalamander. Ook de boomkikker komt erin voor. (Foto: Harry van Buggenum)



Het Eerselen is een grootschalig, jong ontginningslandschap en kenmerkend voor het grootste deel van het onderzoeksgebied (Foto: Harry van Buggenum)



Het onderzoeksgebied bevindt zich in een Midden-Limburgs agrarisch cultuurlandschap ten oosten van Echt. Het gebied heeft een oppervlakte van circa 81 km² en bestaat voor 75% uit intensief gebruikte akkers en weilanden, 20% is bos of natuurgebied en bijna 6% is stedelijk gebied en wegen. De meeste aanwezige (potentiële) voortplantingswateren voor amfibieën, waaronder watersalamanders, zijn hier van 1980-2009 steekproefsgewijs onderzocht. Het betreft vooral vennen en poelen in weilanden en bossen met een oppervlakte van 50 tot enkele honderden vierkante meters. Ander oppervlaktewater is aanwezig in de vorm van (enkele) grote, diepe plassen in zand- en grindgroeves, vrij snel stromende laagland- en terrasbeken en smalle sloten met min of meer stilstaand water. Deze wateren zijn niet of nauwelijks op watersalamanders onderzocht. In de loop van de onderzoeksperiode is het aantal poelen toegenomen van ongeveer 20 tot 130. Het veldwerk heeft vooral plaatsgevonden met een schepnet. Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar Puts & Van Buggenum (2011).

Een van de gebruikte methoden om per onderzoeksjaar het totale aantal bezette poelen per soort voor het gehele gebied te schatten, is uit te gaan van de bezetting binnen de (jaarlijkse) steekproef en deze te extrapoleren naar het totale aantal poelen. Daarnaast kan van de ontwikkelingstrend een indruk verkregen worden door het cumulatieve aantal bezette poelen te bepalen.

Voor de nieuwe "site occupancy"-modellen volstaat het om per bezoek aan te geven of de soort wel of niet op een locatie is aangetroffen. In de loop der jaren is de onderzoeksintensiteit per poel echter zeer verschillend geweest. Poelen kunnen per jaar eenmaal of meerdere malen zijn bezocht. Om het gegevensbestand tot een eenheid te maken is de toestand per poel herleid tot één waarneming per jaar, ongeacht het levensstadium of geslacht. Bij bepaalde poelen

Modellen en de RAVON meetnetten

Het artikel van Harry van Buggenum is een mooi voorbeeld van de toenemende aandacht voor trefkansproblemen bij meetnetten en ecologisch onderzoek. Al eerder was er een artikel over dit onderwerp van Henk Strijbosch. Vanuit RAVON en het CBS juichen we dergelijk onderzoek toe, omdat het ons inzicht in populatieontwikkelingen van - in dit geval - amfibieën vergroot. Waar voorheen alleen relatieve toe- of afname van de populatiegrootte kon worden geconstateerd (bij meetnetten) of alleen toe- of afname of verschuiving van het verspreidingsgebied (bij verspreidingsonderzoek), geven nieuwe modellen veel specifiekere informatie. Door onderzoek aan trefkansen kan worden nagegaan in hoeverre trends worden beïnvloed door waarnemersverschillen, weersomstandigheden en omgevingsfactoren als begroeiing. Door trefkansen mee te nemen valt bijvoorbeeld ook een veel betere schatting te maken van de reële populatie in het onderzochte gebied en kan veel gedetailleerder worden nagegaan waar, wanneer en hoe een soort zich in de loop der tijd over potentiële leefgebieden verspreid.

In het Meetnet Reptielen is dit met de gegevens voor de zandhagedis al (gedeeltelijk) gedaan. Het Meetnet Reptielen leent zich hier ook goed voor, omdat er meerdere tellingen per jaar worden uitgevoerd en er jaarlijks op veel locaties wordt geteld. Uit de trefkansanalyse voor de zandhagedis bleek al dat de trend moet worden gecorrigeerd voor leereffecten bij waarnemers. Voor de zandhagedis en de andere zes reptielensoorten in het meetnet willen we dergelijke modelberekeningen op reguliere basis gaan uitvoeren, zodat de landelijke trends nóg beter de werkelijke situatie weergeven. Trefkansmodellen zijn echter ingewikkelder dan de huidige berekeningen in het Meetnet Reptielen en het grootschalig op reguliere basis toepassen daarvan (ook in andere meetnetten) vergt nog de nodige automatisering. Daar wordt op dit moment hard aan gewerkt.

heeft in veel jaren helemaal geen onderzoek plaatsgevonden. In de beginjaren lag de onderzoekfrequentie zelfs zo laag, dat de gegevens niet bruikbaar zijn voor de gewenste modellering. Daarom is de analyse uiteindelijk beperkt tot de jaren 1987-2009. Voor de modellen is het van belang om per poel onderscheid te maken tussen "wel bezocht en soort aangetroffen" (=1), "wel bezocht en soort niet aangetroffen" zijnde de nulwaarneming (=0) en "niet bezocht" (= -). De laatste notatie wordt ook gebruikt als de poel nog niet aanwezig was. De invoer van de modellen bestaat per soort dus voor de opeenvolgende jaren uit een reeks van 0, 1 of streepjes: b.v. poel 1 = 0 1 --- 1 --- 0 0 --- 1 etc.; poel 2 = --- 0 --- 1 --- etcetera. Bij de analyse van meerjarige reeksen moet men aangeven welke gegevens betrekking hebben op de zogenaamde primaire vangreeksen. Op basis van deze reeksen worden telkens de meest waarschijnlijk bezettingsgraad en detectiekans berekend. Voor de achtereenvolgende secundaire reeks(en) kunnen daarnaast de kans van kolonisatie en uitsterven worden berekend. Voor de hier

uitgevoerde analyse zijn primaire reeksen uitgetest met een lengte van twee tot zes jaar. De modellen en uitkomsten worden telkens voorzien van de standaardafwijking en het zogenaamde Akaike's Information Criterion (AIC). Dit criterium geeft aan in hoeverre het berekende model wordt ondersteund door de onderliggende meetreeksen. Hoe lager het AIC, des te beter het model past (zie Burnham & Anderson, 2002; Mazerolle, 2006). Op basis hiervan kan men voorselecties maken van de meest geschikte modellen. Een van de voorwaarden voor het gebruiken van "site occupancy"-modellen is dat binnen een primaire periode de onderzochte locaties gesloten moeten zijn; met andere woorden dat de voorheen onbezette locaties binnen de primaire periode niet mogen worden bezet en omgekeerd, dat bezette locaties niet mogen worden verlaten. Vooral de eerste voorwaarde kan hier een knelpunt zijn, want de geteste primaire perioden omvatten meerdere jaren. De voorkeur gaat dus uit naar primaire perioden van twee jaar, waardoor de kans op het "open" zijn van een locatie wordt beperkt.



Soort	Model	Modelgewicht (ω)	Bezetting (Ψ =psi)	Kolonisatie (γ =gamma)	Extinctie (ϵ =epsilon)	Detectie (p)
kleine watersalamander	1= $\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) p(t)$	0,83	0,898 (SE 0,028)	0,075 (SE 0,045)	0,009 (SE 0,006)	0,818 (0,442-1)*
	2= $\Psi \gamma(\cdot) \epsilon(\cdot) p(t)$	0,17	0,851 (SE 0,058)	0,120 (SE 0,052)	0,011 (SE 0,008)	0,826 (0,451-1)*
Alpenwatersalamander	1= $\Psi \gamma(\cdot) \epsilon(\cdot) p(\cdot)$	0,93	0,040 (SE 0,026)	0,027 (SE 0,007)	0,000 (SE 0,000)	0,687 (SE 0,089)
	2= $\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) p(\cdot)$	0,04	0,140 (SE 0,031)	0,017 (SE 0,007)	0,103 (SE 0,044)	0,727 (SE 0,079)
kamsalamander	1= $\Psi(\cdot) \gamma(\cdot) p(\cdot)$	0,67	0,160 (SE 0,054)	0,018 (SE 0,012)	0,096 (SE 0,083)	0,397 (SE 0,129)
	2= $\Psi \gamma(\cdot) \epsilon(\cdot) p(\cdot)$	0,33	0,123 (SE 0,067)	0,020 (SE 0,012)	0,065 (SE 0,091)	0,379 (SE 0,128)

Tabel 1. Modelresultaten van poelbezetting, detectiekans (=trefkans), kolonisatie- en extinctiekans bij elf deelperioden in de jaren 1987-2009. Het modelgewicht is gebaseerd op het Akaike's Information Criterion (AIC). * = gemiddelde detectiekans en range voor alle elf deelperioden.

Een van de andere voorwaarden is dat het aantreffen van een soort op de ene locatie onafhankelijk moet zijn van een nabijgelegen locatie. Ook dit criterium is kritisch, want watersalamanders kunnen zelfs binnen een seizoen over vele honderden meters van de ene naar de andere poel migreren (zie o.a. Lenders, 1996). De poelenmatrix van het onderzoeksgebied blijkt uiteindelijk voldoende informatie te bevatten voor het indelen van de onderzoeksjaren in standaardreeksen van twee opeenvolgende jaren. Vanwege het oneven aantal onderzoeksjaren is alleen de eerste deelperiode driejarig gemaakt. Dit betekent dat de onderzoeksperiode 1987-2009 uiteindelijk is ingedeeld in elf (secundaire) deelperioden. De meest recente versie van het gratis beschikbare statistisch software programma PRESENCE (Hines, 2006) biedt de mogelijkheid om te testen in hoeverre de bezetting (aangeduid met

Ψ =psi), de trefkans (p), de kolonisatie (γ =gamma) en extinctie (ϵ =epsilon) tussen de afzonderlijke primaire perioden verschillen (aangeduid met t) of juist constant zijn (aangeduid met een punt). Er kunnen veel varianten worden getest, maar ook hier biedt het AIC een handvat om keuzes te maken. Eén model zal uiteindelijk het meest waarschijnlijke model zijn (met het laagste AIC). Als van een alternatief model het AIC minder dan 2 punten van het laagste AIC afwijkt, wordt dit als een even goed model beschouwd. Aan alle geselecteerde modellen wordt uiteindelijk op basis van het berekende AIC een modelgewicht toegekend (aangeduid met ω en variërend van 0 tot 1) Op basis van de berekende Ψ -waarden, met bijbehorende standaardafwijking, is tenslotte voor elke soort een trendgrafiek voor de periode 1987-2009 van het gemodelleerde aantal bezette poelen herleid, inclusief het

95% betrouwbaarheidsinterval voor de laagste en hoogste grenswaarde. Deze waarden liggen op een afstand van 1,96 x de standaardafwijking (=SE) van de berekende waarde. De modellering wordt vergeleken met de resultaten die zouden uitgaan van de extrapolatie van de steekproef en de cumulatieve poelenbezetting.

Resultaten

In de periode van 23 achtereenvolgende jaren is van 131 locaties bepaald of de poel wel of niet is aangetroffen. Per jaar is gemiddeld ongeveer 25% (range 4-54%) van de aanwezige poelen onderzocht. Het verloop van de kolonisatie van de nieuw aangelegde poelen en de uiteindelijke verspreiding van de drie onderzochte soorten wordt beschreven door Puts & Van Buggenum (2011). Zij vermelden ook het cumulatieve bezettingspercentage



Het brongebied van de Paterslossing herbergt alleen de kleine watersalamander. (Foto: Harry van Buggenum)



In het droogvallende voormalige Kustersven zijn in 1989 enkele poelen aangelegd, waardoor het gebiedje een van de weinige kerngebieden voor de kamsalamander kan blijven. (Foto: Harry van Buggenum)



van de poelen, waaruit blijkt dat de kleine watersalamander een goede kolonisorator van nieuwe poelen is. Bij de Alpenwatersalamander en kamsalamander was dit in veel mindere mate het geval. Op basis van de verschillende modelselecties is berekend dat bij de kleine watersalamander de gegevens duiden op het volgende model: $\Psi(\cdot)$ $\gamma(\cdot)$ $p(t)$ (zie tabel 1). Dit betekent voor elke (tweejarige) periode een constante bezettingsgraad (Ψ bijna 90%), met een gelijke kolonisatiegraad (γ ruim 7,5%), een zeer lage extinctie (ϵ van 0,9%) en een trefkans die per periode verschillend is: $p(t)$. Deze trefkans is gemiddeld wel hoog, namelijk ruim 81% (met een range van 44 - 100% per periode. Dit model 1 krijgt op basis van het AIC een zeer groot modelgewicht ten opzichte van model 2. Bij de Alpenwatersalamander wordt een ander modeltype als meest waarschijnlijke model gevonden. Na een initiële bezetting van 4% voor de 1^e periode 1987-1989 (in tabel 1 aangeduid met Ψ zonder toevoeging), volgt voor de volgende perioden een

constante kolonisatie met 2,7% en een extinctie van nul. Dit betekent dat in de laatste periode 2008-2009 het bezettingspercentage op ruim 21% uitkomt. De trefkans is voor elke periode gelijk en bedraagt ruim 68%. Model 2 heeft voor deze soort een laag modelgewicht.

De gegevens van de kamsalamander monden uit in een model 1 met een hoog modelgewicht van bijna 0,7. Volgens dit model worden er constante parameters berekend: een bezettingspercentage van 16%, een lage kolonisatie van 1,8%, een wat hogere extinctie van bijna 10% en een relatief lage trefkans van 39%. Het model 2 kent ook nog een gewicht van ruim 0,3 en gaat uit van een initieel bezettingspercentage en constante overige waarden, die sterk lijken op die van model 1. De standaardafwijkingen zijn echter voor beide modellen per parameter telkens hoog.

Discussie

Het modeleren van min of meer willekeurig verzamelde, langjarige presentiegegevens van watersalamanders in poelen blijkt

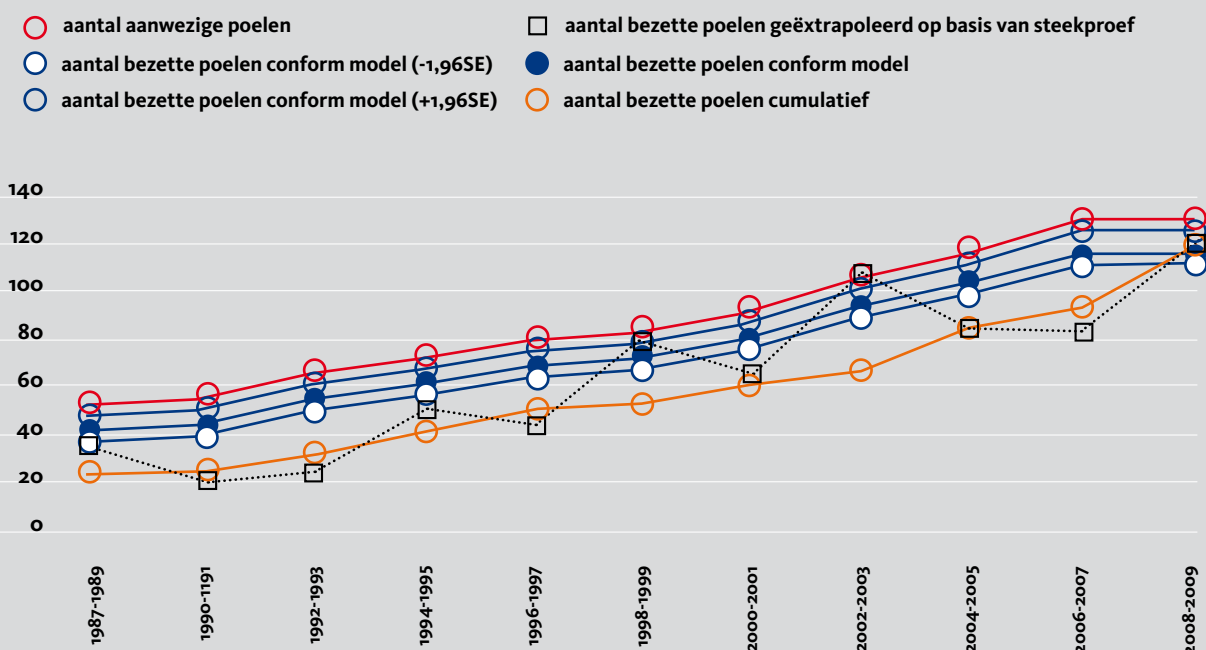


Neoteen mannetje kleine watersalamander
(Foto: Arnold van Rijsewijk)

voor dit grote onderzoeksgebied van 81 km², met een in de loop der jaren sterk toenemend aantal poelen, een aanvullende methode te zijn om te achterhalen welke poelenbezetting

Figuur 1

Aantal door de kleine watersalamander (*Lissotriton vulgaris*) bezette poelen op basis van (1) de modelberekeningen (inclusief het 95% betrouwbaarheidsinterval; SE = standaardafwijking) (2) het cumulatieve aantal bezette poelen en (3) een extrapolatie van de steekproef uit de betreffende jaren.



De grafiek met de trendlijn van het aantal bezette poelen volgens het meest waarschijnlijke model van de kleine watersalamander (figuur 1) geeft aan dat deze soort binnen een vrij smalle bandbreedte het aantal aanwezige (c.q. nieuw aangelegde) poelen per periode snel volgt. Volgens de extrapolatie van de steekproef zou deze soort een zeer wisselend verloop vertonen. De steekproef komt bij acht van de elf perioden lager uit dan de gemodelleerde bezetting. Ook het cumulatieve aantal bezette poelen blijft sterk achter bij het model. Alleen in de allerlaatste periode ligt het aantal ongeveer gelijk, met een bezetting van bijna 120 van de 131 aanwezige poelen.





Alpenwatersalamander (Foto: Edo van Uchelen)

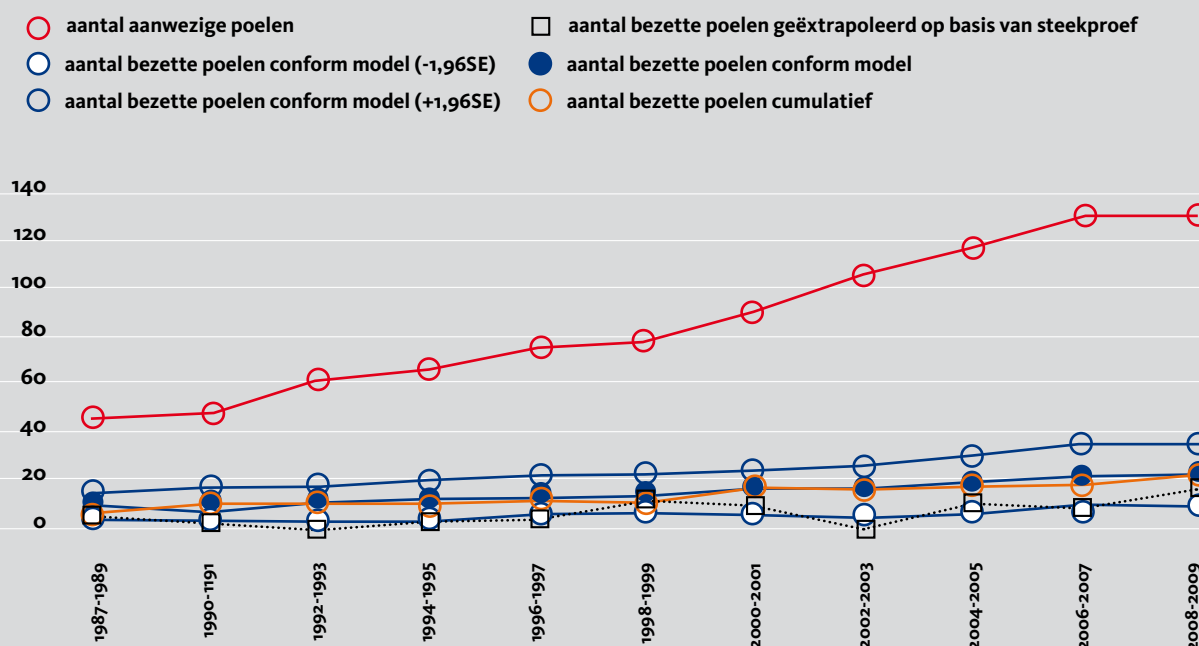
een soort heeft en welke trend eventueel aanwezig is. Bij alle aangetroffen watersalamanders liggen de gemiddelde waarden vrijwel altijd hoger dan die van de steekproefmethode of cumulatieve bezetting. Dit heeft te maken met het feit dat de trefkans per onderzoeksmoment nooit helemaal 100% is. Alleen de kleine watersalamander komt met

een gemiddelde trefkans van 81% hierbij in de buurt. Dat de trefkans lager is dan 1 kan verschillende oorzaken hebben. Datzelfde geldt ook voor de bezettingsgraad. Denk daarbij aan omvang of ouderdom van een poel, het aantal aanwezige dieren, de onderzoeksmethode, de begroeiingstoestand, de ervaring van de onderzoeker, etc. Er wordt in deze bijdrage niet verder bediscussieerd

in hoeverre dit het eindresultaat zou kunnen hebben beïnvloedt. Dit zelfde geldt voor de overige randvoorwaarden voor het kunnen gebruiken van de modellen. Er wordt verondersteld dat eventueel aanwezige methodische tekortkomingen min of meer constant zijn of tot uiting komen in de gevonden standaardafwijkingen, die inderdaad relatief groot zijn. Voor de kleine watersalamander blijken de langjarige onderzoeksgegevens desondanks voldoende informatie te bevatten om de positieve trend binnen een aanvaardbare bandbreedte van de standaardafwijking te beoordelen. Voor de Alpenwatersalamander is dit in veel mindere mate het geval. Als de monitoring korter dan tien jaar had geduurd, was geen eenduidige uitspraak over het bezette aantal poelen mogelijk geweest. Bij deze soort bewijst het blijven onderzoeken van een gebied gedurende een periode van een kwart eeuw zijn nut, zelfs bij het min of meer willekeurig verzamelen van de gegevens. Voor de zeldzame kamsalamander blijkt het verantwoord aanduiden van een trend echter tot

Figuur 2

Aantal door de Alpenwatersalamander (*Mesotriton alpestris*) bezette poelen op basis van (1) de modelberekeningen (inclusief het 95% betrouwbaarheidsinterval; SE = standaardafwijking) (2) het cumulatieve aantal bezette poelen en (3) een extrapolatie van de steekproef uit de betreffende jaren.



Bij de Alpenwatersalamander (figuur 2) komt een ander beeld naar voren. De modelberekeningen lijken weliswaar op een constant stijgende bezetting te duiden, maar de waarde van het bovenste betrouwbaarheidsinterval wordt telkens pas na ongeveer tien jaar overschreden door de laagste waarde van dat moment. Een stijging van het aantal bezette poelen is dus pas op lange termijn meer waarschijnlijk. Over de gehele onderzoeksperiode is de stijging wel betrouwbaar. De steekproefmethode laat per deelperiode een sterk wisselend beeld zien, waarbij in drie perioden zelfs sprake is van een zeer hoge bezetting van de onderzochte poelen. De cumulatieve bezetting volgt min of meer de onderste betrouwbaarheidsgrens van de modelberekeningen.



problemen te leiden. De relatief extensieve onderzoeksinspanning en de achterliggende gegevens vormen de oorzaak van de relatief grote standaardafwijkingen voor de berekende bezettingsgraad (en trefkansen). De feitelijke ligging van de poelen die in de (tweejarige) steekproef zitten, zal een grote rol spelen. De kamsalamander, en overigens ook de Alpenwatersalamander, komt in het onderzoeksgebied namelijk zeer lokaal voor. Als in een periode juist die poelen worden onderzocht, beïnvloedt dit het resultaat van de modellen. Het beeld bij de extrapolatie van de steekproef naar alle poelen van het gehele gebied wordt daardoor uiteraard nog sterker beïnvloedt.

De hier gevonden trefkansen, bezettingsgraden en kolonisiatietrends komen vrij goed overeen met waarnemingen uit andere onderzoeken aan watersalamanders (zie o.a. Van der Sluis & Bugter, 2000; Van Buggenum, 2000). Zoals al is vermeld worden de "site occupancy"-modellen steeds

verder ontwikkeld. Er zijn modellen waarmee het mogelijk is om in plaats van aanwezigheid/afwezigheid ook te werken met de gevonden abundanties (o.a. Dodd & Dorazio, 2004). Ook kan worden gerekend met verschillen tussen de levensstadia van een soort (Maletzky *et al.*, 2007) of met situaties waar aan de voorwaarden voor het "gesloten" zijn van de (primaire) onderzoeksmomenten in mindere mate wordt voldaan (Kéry *et al.*, 2009). Het op een dergelijke wijzen analyseren van de in Midden-Limburg verzamelde gegevens is nog niet gedaan. Dit geldt ook voor het nagaan van de invloed van covariabelen op de berekende bezetting en de detectiekans. Dergelijke onderzoeken zijn zeker nog een keer de moeite waard om uit te voeren.

De onderzoeksvraag die men wil beantwoorden, bepaalt de manier waarop een monitoringsprogramma moet worden opgesteld en worden uitgevoerd. Om zo weinig mogelijk standaardafwijking te krijgen, dienen in beginsel zoveel mogelijk veldbezoeken op zoveel mogelijk locaties plaats te vinden. Vaak

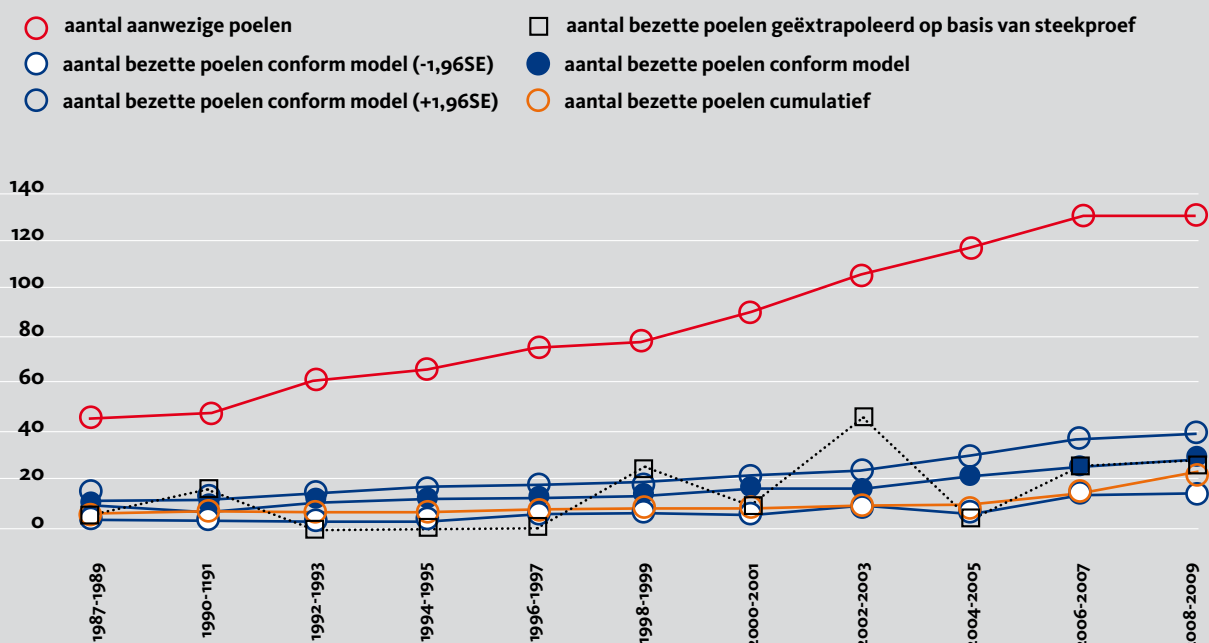


Eitje van de kamsalamander (Foto: Ben Geutskens)

ontbreekt echter de tijd of het geld. Met de thans beschikbare software, zoals het door RAVON gebruikte TRIM (Van der Meij *et al.*, 2009), het hier gebruikte PRESENCE of het verwante programma GENPRES (Baily *et al.*, 2007), kunnen simulaties worden gedraaid om een optimale balans te vinden tussen "resultaat" en "benodigde inspanning". Een van de zaken die altijd van

Figuur 3

Aantal door de kamsalamander (*Triturus cristatus*) bezette poelen op basis van (1) de modelberekeningen (inclusief het 95% betrouwbaarheidsinterval; SE = standaardafwijking) (2) het cumulatieve aantal bezette poelen en (3) een extrapolatie van de steekproef uit de betreffende jaren.



Bij de kamsalamander (figuur 3) betekent de grote standaardafwijking dat er voor de gehele onderzoeksperiode op basis van de verzamelde gegevens geen zekere uitspraak kan worden gedaan over een dalende of stijgende trend in het aantal bezette poelen. Wel kunnen we aannemen dat de soort zich op het relatief lage aantal bezette poelen heeft gehandhaafd en mogelijk licht stijgt. Op basis van de steekproefmethode zou sprake zijn van een golvende trend, terwijl de eveneens licht stijgende cumulatieve bezetting binnen de berekende bandbreedte van het model valt.



belang zijn, is het noteren van de nulwaarneming (wel gezocht, maar niet gevonden). Dit wordt door onderzoekers vaak nagelaten, maar op langere termijn zijn deze nulwaarnemingen van net zo groot belang als de “positieve” waarnemingen. De hier beschreven analyse was niet mogelijk geweest als de nulwaarnemingen niet beschikbaar waren.

Summary

Calculating colonisation trends of newts by modelling

By digging new ponds in the woods and meadows of a rural landscape in the Dutch province of Limburg, the number of potential breeding sites for amphibians increased from 47 to 131 in the years 1987-2009. During this period, to see if newts were present, the old and new sites were visited irregularly and more or less randomly. Each year, 25% (range 4 – 54%) of the sites were visited and three species detected: *Triturus cristatus*, *Mesotriton alpestris* and *Lissotriton vulgaris*. Extrapolation of the visited sites to all sites leads to a strongly fluctuating occupancy pattern for all species. Once a species is seen at a site, the occupancy at all sites shows that *T. cristatus* and *M. alpestris* increase only slowly and slightly, which is in contrast with *L. vulgaris*. The data were analysed using “site occupancy”-models and Akaike's Information Criterion using the software programme PRESENCE. The models calculate site occupancy, colonisation, extinction and detection probability. No clear occupancy trend could be proved for *T. cristatus*. The best model of *M. alpestris* indicates a slight increase in overall occupancy. *L. vulgaris* appears to be a very good and fast coloniser of new ponds. Modelling site occupancy using randomly collected data in a long-term series seems to be a suitable method for detecting trends.

Dankwoord

Een woord van dank aan enkele leden van de Herpetologische Studiegroep Limburg, die in de periode 1980-2009 voor aanvullende waarnemingen hebben gezorgd. In het bijzonder aan Pieter Puts, die in de laatste jaren van de onderzoeksperiode een belangrijk deel van het veldwerk mee heeft uitgevoerd.

Literatuur

- Baily, L.L., J.E. Hines, D. James, D. Nichols & D.I. Mackenzie, 2007. Sampling design trade-offs in occupancy studies with imperfect detection: examples and software. *Ecological Applications* 17(1): 281-290.
- Buggenum, van H, 2000. Watersalamanders profiteren snel van nieuwe amfibiepoelen. *De Levende Natuur* 101(4): 112-116.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 2002. Model selection and multi-model inference. A practical information-theoretic approach. Springer, Berlin.
- Collins, J.P. & T. Halliday, 2005. Forecasting changes in amphibian biodiversity: aiming at a moving target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 309-314.
- Creemers, R.C.M. & J.J.C.W. van Delft, 2009. Veranderingen in de tijd en de Rode Lijst. In: Creemers, R.C.M. & J.J.C.W. van Delft (RAVON)(redactie), 2009. De amfibieën en reptielen van Nederland. – Nederlandse Fauna 9. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, European Invertebrate Survey – Nederland, Leiden: 373-375.
- Dodd, C.K. & R.M. Dorazio, 2004. Using counts to simultaneously estimate abundance and detection probabilities in a salamander community. *Herpetologica* 60: 468-478.
- Hines, J.E., 2006. PRESENCE 2- Software to estimate patch occupancy and related parameters. - Beta version 3. USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>.
- Kéry, M., R.M. Dorazio, L. Soldaat, A. van Strien, A. Zuiderwijk & J.A. Royle, 2009. Trend estimation in populations with imperfect detection. *Journal of Applied Ecology* 2009(46): 1163-1172.
- Lenders, A.J.W., 1996. Dispersie van watersalamanders tijdens de voorjaarsrek. *Natuurhistorisch Maandblad* 85(5): 94-100.
- Maletzky, A., M. Kyek & A. Goldschmid, 2007. Monitoring status, habitat features and amphibian species richness of Crested newt (*Triturus cristatus* superspecies) ponds at the edge of the species range (Salzburg, Austria). *Annales de Limnologie. International Journal of Limnology* 43(2): 107-115.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, G.B. Lachman, S. Droege, J.A. Royle & C.A. Langtimm, 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.E. Hines, M.G. Knutson & A.B. Franklin, 2003. Estimating site occupancy, colonization and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84(8): 2200-2207.
- Mazerolle, M.J., 2006. Improving data analyses in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27: 169-180.
- Meij, T. van der, A. van Strien, G. Smit & E. Goverse, 2009. Trendberekening bij het Meetnet Amfibieën. *RAVON* 31 10(4): 57-62.
- Puts, P.C.J. & H.J.M. van Buggenum, 2011. Kolonisatie van nieuwe amfibiepoelen door watersalamanders. Kamsalamander, Alpenwatersalamander en Kleine watersalamander in het natuur- en cultuurlandschap tussen Susteren en Montfort. *Natuurhistorisch Maandblad* 100(1): 1-9.
- Royle, J.A. & J.D. Nichols, 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84(3): 777-790.
- Schmidt, B.R., 2004. Declining amphibian population: the pitfall of count data in the study of diversity, distributions, dynamics, and demography. *Herpetological Journal* 14: 167-174.
- Schmidt, B.R. 2008. Neue statistische Verfahren zur Analyse von Monitoring- und Verbreitungsdaten von Amphibien und Reptilien. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 15: 1-14.
- Sluis, van der, Th. & R. Bugter, 2000. Bezetting en kolonisatie van poelen door Kamsalamander en Bruine kikker in Twente. *De Levende Natuur* 101(4): 107-111.

Harry van Buggenum

Rijdstraat 118
6114 AM Susteren
h.vanbuggenum@hetnet.nl

