

Navorsings- en oorsigartikels

Die beskerming van biologiese diversiteit deur gebruik te maak van die gevoeligheidsvariasie van spesies vir toksiese stowwe

A.J. Reinecke en S.A. Reinecke

Departement Soölogie, Universiteit van Stellenbosch, Privaat sak X01, Matieland, 7602

E-pos: ajr@sun.ac.za

UITTREKSEL

Pogings om algemeen geldende standaarde of maatstawwe vir omgewingskwaliteit op te stel vir die beskerming van Suid-Afrika se ryk biodiversiteit word bemoelik deur die feit dat spesies baie kan verskil ten opsigte van hulle gevoeligheid vir toksiese stowwe. Daar kan dus nie sonder meer vanaf een spesie na 'n ander geëkstrapoleer word nie. Deur egter juis gebruik te maak van hierdie variasie in gevoeligheid van spesies, kan die assessering van die risiko wat besoedelingstowwe vir organismes inhou wel op 'n meer wetenskaplike grondslag bedryf word. Hierdie konsep gaan uit van die standpunt dat indien kwaliteitskriteriums opgestel word wat die sensitiefste spesies beskerm, alle ander spesies outomaties beskerm word. Hierdie bydrae fokus op die gebruik van sensitiwiteitsverspreidings van spesies as metode en kyk oorsigtelik en krities na die aard en toepassings van die ekstrapolasiemodelle wat op hierdie verspreidings gebaseer is. Die moontlike aanwending daarvan en die argumente ten gunste daarvan en daarteen word bespreek. Die gevolgtrekking word gemaak dat spesie-sensitiwiteitsverspreidings wel nuttige aanwending kan vind, maar dat gewens oor die gevoeligheid van plaaslike spesies baie skaars is. Hoewel dit reeds bruikbaar is, kan die algemene aanwending daarvan in Suid-Afrika aansienlik uitgebrei word indien meer navorsing gedoen word om betroubare toksisiteitsgegevens vir verskillende spesies in te win, sodat die model meer verfyn kan word. Daarvoor moet gestandaardiseerde toksisiteitstoetse vir plaaslike spesies eers ontwikkel word.

ABSTRACT

The protection of biological diversity by using the variation in sensitivity of species for toxic substances

Efforts to develop generally applicable criteria or standards for environmental quality for the purpose of protecting South Africa's rich biodiversity are normally hampered by the fact that species can differ considerably in their sensitivity to toxic substances. Direct extrapolation from one species to another is therefore not possible. By actually using this variation in sensitivity of species, the assessment of risk posed by contaminants may be placed on a more rigorous scientific footing. This concept holds that if quality criteria are accepted which would protect the most sensitive species, all other species are automatically protected. This article focuses on the use of sensitivity distributions of species as method and critically reviews the nature and applications of extrapolation models which are based on these distributions. Their possible use and arguments for and against such use are discussed. The conclusion is drawn that species sensitivity distributions have useful applications but data on the sensitivities of local species are scarce. Although already useful, this methodology can find more general application in South Africa if more research is undertaken to obtain reliable toxicity data for different species. In order to do that standardized toxicity tests for local species will have to be developed.

INLEIDING

Suid-Afrika beskik oor 'n unieke en ryke lewende erfenis.¹ Die volhoubare bewaring en beskerming van hierdie biologiese diversiteit (wat die spesierykheid, hulle genetiese variasie en die verskeidenheid van ekosistels insluit) is deel van die Verenigde Volke se Rio Konvensie wat in 1992 deur Suid-Afrika onderteken is. Daardeur het die Suid-Afrikaanse owerheid 'n verantwoordelikheid aanvaar om toe te sien dat die nodige maatreëls geïmplementeer word om uitvoering hieraan te gee. In die eerste plek moet die inheemse biodiversiteit goed bekend wees alvorens dit beskerm kan word. In die tweede plek moet maatreëls getref word om die beskerming te bewerkstellig deur byvoorbeeld te verhoed dat habitatvernietiging, verdringing, verswakking van die genetiese poel of besoedeling die voortbestaan daarvan kortwiek.

Dat menslike aktiwiteite grootliks bydra om hierdie Suider-Afrikaanse biodiversiteit te bedreig, is goed gedokumenteer en word gou duidelik uit die onlangse lys² van bedreigde spesies waarin ongeveer 12% van die plantspesies, sowat 14% van die

voëlspesies, 18% van die reptielspesies, 37% van die amfibieërs en 37% van die soogdierspesies voorkom.

Die voordele wat bewaring van hierdie ryke erfenis vir die mensdom inhou hoef nouliks meer gedebatteer te word omdat dit deeglik opgeteken is. Ons huidige vlak van kennis oor die ekologiese funksies van spesies maak dit reeds duidelik dat ons nie kan bekostig om meer spesies te verloor nie. Die nodige wetgewing om dit in Suid-Afrika te help verseker, is in die afgelope tyd aanvaar. Die implementering van hierdie wetgewing ten einde die goeie bedoelings daarvan tot uitvoer te bring, is egter meer ingewikkeld.

Die bedreiging wat toksiese stowwe soos bv. landbouchemikalieë, fabrieksafval, metaalafval van myne en uitlaatgasse vir die biodiversiteit inhou, vereis dat omgewingsmaatstawwe of standaarde gestel word oor wat toelaatbaar is in die lug, water en grond. Hierdie soeke na sogenaamde "veilige" vlakke was nog altyd gemik op die beskerming van die mens. Die besef dat die beskerming van die biodiversiteit eintlik ook die lewenskwaliteit van die mens verseker, het eers later gekom. Tans vra 'n meer omgewingsbewuste gemeenskap dat die

owerheid omgewingstandaarde moet stel vir toelaatbare vlakke van hierdie toksiese stowwe vir beskerming van sowel die mense as plante en diere.

Die stryd teen besoedeling van Suid-Afrika se beperkte waterbronne met chemiese stowwe het in die afgelope jare sterk onder die soeklig gekom. Verskeie moniterings- en bestuursinstrumente is oorweeg of ontwikkel, meestal gebaseer op soortgelyke stelsels in die VSA^{3,4,5,6} en word in 'n baie beperkte mate ondersteun deur ekotoksikologiese gegewens wat onder plaaslike toestande en met behulp van inheemse spesies ingewin is. Die rede hiervoor is dat voldoende ekotoksikologiese inligting oor Suid-Afrikaanse organismes en ekostelsels meestal ontbreek.

Die balans tussen ekonomiese aktiwiteite en die volhoubare funksionering van sowel akwatiese as terrestriële ekostelsels vereis dat die risiko wat die vrystelling van chemiese stowwe vir ekostelsels inhou, so akkuraat moontlik bepaal moet word. Daarom word algemeen aanvaar dat omgewingskwaliteitskriteria of riglyne (OKK's) hiervoor opgestel moet word. Hoe minder akkuraat die metode is waarvolgens die risiko beoordeel word, des te meer is die kans dat oor- of onderbeskerming sal plaasvind. Oorbeskerming het geweldige koste-implikasies vir nyweraars en landbouers terwyl onderbeskerming weer bewaring van biodiversiteit belemmer.

In hierdie bydrae word slegs gefokus op een aspek van die vele menslike aktiwiteite wat die biodiversiteit van Suid-Afrika bedreig nl. die risiko van omgewingsvergiftiging deur toksiese stowwe wat in die omgewing vrygelaat word. Daar word oorsigtelik en krities gekyk na die aard, waarde en toepassings van die ekotoksikologiese ekstrapolasiemodelle wat as spesie-sensitiwiteitsverspreidings (SSV) of verspreidinggebaseerde sensitiwiteits-ekstrapolasie (VSE) bekend staan. Die gebruik van die sensitiwiteitsverspreidings van spesies word toenemend in ontwikkelde lande gebruik om waardes te verkry waarvolgens omgewingskwaliteit beskerm kan word.⁶ Die moontlike aanwending daarvan in 'n Suid-Afrikaanse opset, sowel as argumente ten gunste en daarteen, word bespreek.

WAT IS EKOTOKSIKOLOGIESE RISIKO?

Anders as ekologiese risiko, wat die gevolg kan wees van verskeie oorsake wat ekostelsels bedreig, verwys ekotoksikologiese risiko spesifiek na risiko wat die gevolg is van toksikologiese agense wat in die omgewing beland. Die konsep van risiko word algemeen gebruik om verskeie beleidsprobleme rondom die beheer van afvalstorting, skoonmaak van gekontameneerde gebiede en die registrasie van nuwe chemikalieë te hanteer. Beleidsdokumente en die wetenskaplike literatuur bevat 'n wye verskeidenheid van definisies van risiko.^{7,8} Die gebruik van die konsep in die assessering van ekologiese of ekotoksikologiese risiko vereis 'n wetenskaplik verantwoordbare basis.

Risiko word gewoonlik in algemene terme omskryf as die waarskynlikheid dat 'n ongunstige of ongewenste gebeurtenis sal plaasvind. Nie slegs die waarskynlikheid dat 'n ongewenste gebeurtenis sal plaasvind nie, maar ook die omvang of grootte van die effek word daarby ingesluit sodat risiko = (waarskynlikheid van ongewenste effek) x (omvang van die effek). Volgens Kaplan en Garrick⁷ is dit misleidend omdat 'n gebeurtenis met 'n lae waarskynlikheid / groot skade gelykgestel word aan 'n gebeurtenis met 'n hoër waarskynlikheid / lae skade. Van Straalen⁸ wys daarop dat risiko dus konseptueel geskei moet word van die omvang van die effek en daarnaas beoordeel moet word, al sou 'n mens by die bepaling van die *maksimum aanvaarbare risiko* van 'n gebeurtenis ook let op die omvang daarvan. Die outeur reduseer die probleem van risiko-assessering

tot (1) die spesifisering van die ongewenste gebeurtenis en (2) die bepaling van die relatiewe frekwensie van voorkoms daarvan. Die ongewenste gebeurtenis wat dus volgens Van Straalen⁸ by die gevoeligheidsverspreidings van spesies ter sprake is, is dat 'n ewekansig gekose spesie, uit 'n groot verskeidenheid van aanwesige spesies, aan 'n omgewingskontaminant blootgestel word teen 'n konsentrasie wat hoër is as die spesie se geen-effek-vlak. Hierdie eindpunt⁹ is maar een van verskeie wat gekies sou kon word omdat ongewenste effekte ook op die vlak van die individu, die bevolking, die gemeenskap of die ekostelsel gebruik kan word.

'n Belangrike vraag wat gewoonlik in die ekotoksikologie sal opduik wanneer 'n ongewenste effek bepaal moet word, is: Wat is dit wat ons wil beskerm teen 'n toksiese toestand of stof? Is dit bv. 'n bepaalde spesie of 'n proses of funksie? Organismes vervul bepaalde funksies in ekostelsels. Op die keper beskou, is die beskerming van biodiversiteit daarop gemik om die volhoubare dienste van ekostelsels as lewensonderhoudstelsels te verseker. Die identifisering en voorkoming of vermindering van risiko's vir 'n bepaalde spesie of spesies het dus meestal hulle rolle of funksionering in ekostelsels in gedagte.

Die ewekansige keuse van 'n toetspesie as verteenwoordiger van 'n groep van spesies om die risiko vir die ekostelsel daaruit te probeer aflei, het sekere beperkinge tot gevolg omdat dit alle spesies gelykstel en ook nie met interaksies tussen spesies rekening hou nie. Ook die omgewingskonsentrasie van 'n stof kan varieer, wat beteken dat risiko daarmee saam kan varieer. Verder word aanvaar dat elke spesie 'n konstante geen-effek-vlak (of ander vaste toksisiteitseindpunt) vir die stof het, wat nie noodwendig so is nie. Organismes kan bv. aanpassings ondergaan waardeur gevoeligheid verander word. Indien die aanpassing 'n genetiese basis het, is die "ongevoeligheid" wat mag ontstaan ook moeilik omkeerbaar. Die benutting van so 'n spesie as toetspesie in toksisiteitstoetse (terwyl ander spesies wat deur hierdie spesie "verteenvoerdig" word nie dieselfde aanpassing ondergaan het nie) word dus problematies. Verder moet onthou word dat sodanige aanpassing gewoonlik gepaard gaan met betekenisvolle veranderinge in die bevolkingsgenetiese struktuur wat veranderinge in alleel-/genotipe-frekwensie en algehele genetiese variasie beteken as gevolg van "bevolking-bottelnekke" of seleksie by sekere lokusse.¹⁰ Of hierdie veranderinge, wat wel tot hoër toleransie lei maar meestal tot verlaagde variasie aanleiding gee, op die lange duur steeds as "suksesvol" getipeer kan word, is hoogs twyfelagtig omdat die spesie se stryd om oorlewing ten nouste van die omvang van sy genetiese variasie afhanklik kan wees.

Die bepaling van die ekologiese risiko is dus steeds daaraan onderhewig dat die meer subtiele effekte op suborganismale en spesifiek genetiese vlak ook verreken moet word. Dit beklemtoon die feit dat uiteindelijke oordele oor risiko en die gepaardgaande bestuursbesluite nie alleenlik op die kwantitatiewe gegewens kan berus nie maar ook waarde-oordele sal verg waar politieke, sosio-ekonomiese, bewarings- en ander oorwegings 'n rol sal speel.

Dit word algemeen as realistiese uitgangspunt in omgewingsbeskerming en risikobepaling aanvaar dat risiko nooit heeltemal uitgeskakel kan word nie maar wel tot aanvaarbare vlakke beperk kan word.

GEVOELIGHEID VAN SPESIES VERSKIL

Kan dit ons help as ons weet dat 'n bepaalde spesie besonder gevoelig is vir 'n bepaalde besoedelstof? Die antwoord hierop is 'n versigtige ja, soms. Die baie ou gedagte dat sekere spesies in die natuur as bioindikatore kan dien, word algemeen aanvaar,

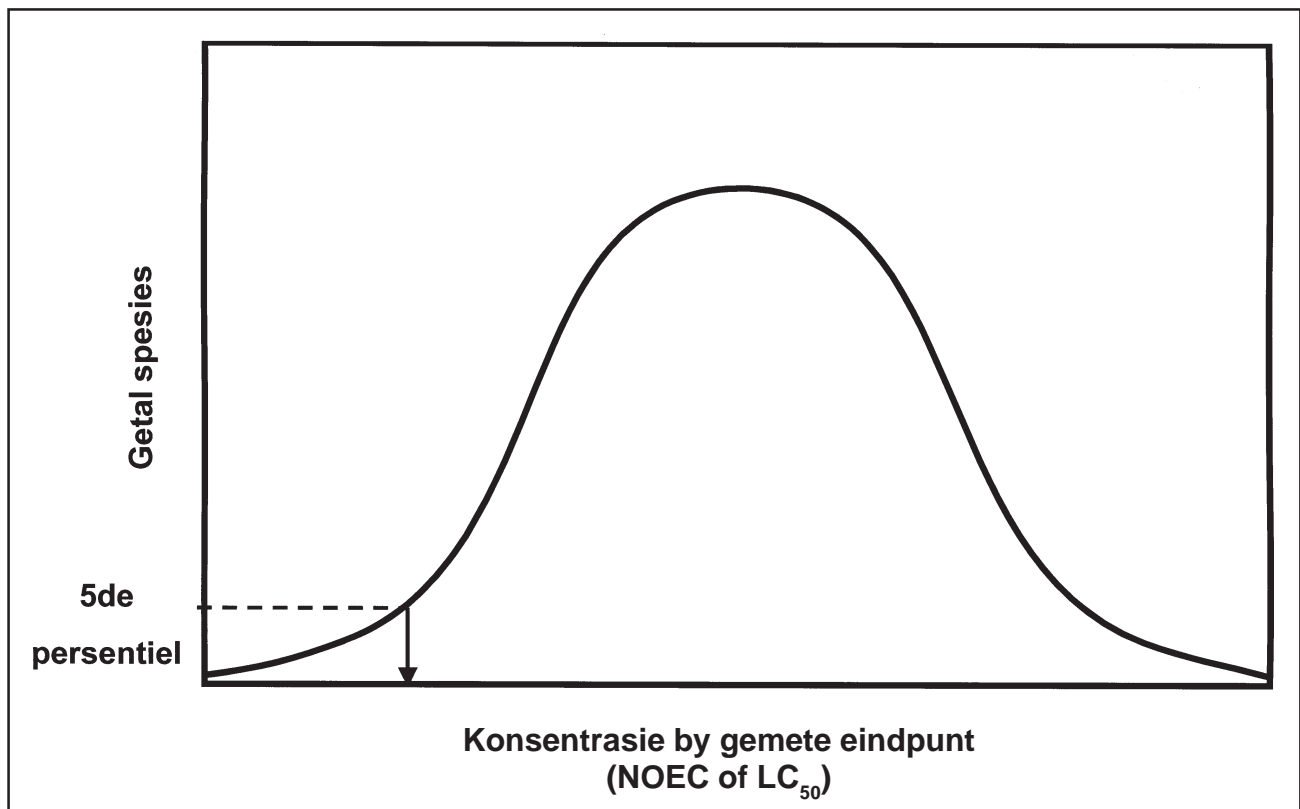
maar het tot dusver beperkte praktiese toepassingswaarde gehad. Hierdie spesies sal deur hulle aan- of afwesigheid vir ons 'n aanduiding kan gee dat ongunstige toestande ingetree het in die habitat. Omdat daar in die natuur egter so baie oorsake kan wees wat tot getalvermindering lei, kan kousaliteit tussen die aanwesigheid van 'n chemiese besoedelstof en die negatiewe gevolg vir die spesie, nie maklik uit hierdie komplekse netwerk van veranderlikes vasgestel word nie.

Andersyds kan daar, as eerste stap, en voordat 'n chemiese stof in die omgewing vrygestel mag word, toksisiteitstoetses gedoen word om die gevoeligheid van spesies te toets. Uiteraard kan sulke toetse nie op alle moontlike spesies uitgevoer word wat moontlik daarmee in aanraking mag kom nie. Daarom word daar dikwels van ekstrapolasiemetodes gebruik gemaak om die verband tussen die gevoeligheid van spesies te bepaal. Die geldigheid van sulke ekstrapolasies is meestal beperk omdat dit meestal op subjektiewe aannames berus met 'n wankelrige wetenskaplike basis. Dit beteken nie dat ekstrapolasies nie bruikbaar is nie, maar die beperkinge moet steeds nie uit die oog verloor word nie. Die individuele variasie kan baie groot wees by sommige spesies sodat baie groot datastelle vereis word voordat aanvaarbare statistiese analyses uitgevoer kan word. In meer indringende ontledings van bestaande ekstrapolasiemodelle en in pogings om daarop te verbeter, toon Suter et al.⁹ Van Straalen en Denneman,¹¹ en Kooijman¹³ tereg aan dat hierdie tipe ekstrapolasies afhanklik is van verskeie subjektiewe aannames, oordele en prosedures. So byvoorbeeld moet besluite geneem word oor die geen-waarneembare-effekwaardes (NOEC's), kwaliteit van die insetgegevens, die keuse van spesies op grond van hulle sensitiwiteit en verteenwoordiging (om verskillende fisiologiese meganismes, roetes van opname en ekotipes in te sluit), ekstrapolasiefaktore wat gebruik moet word tussen laboratorium en veld, die grootte van die

veiligheidsfaktore om 'n sekere aantal spesies te beskerm, hoe gegewens genormaliseer kan word om voorsiening te maak vir verskille in byvoorbeeld grondtipes.

Spesies en ekosistels verskil in hulle gevoeligheid vir omgewingskontaminante. Die effek van dieselfde konsentrasie van 'n gifstof op voëls kan heeltemal verskillend wees op soogdiere. Dit is dus nie moontlik om sonder meer van een spesie na 'n ander te ekstrapoleer nie. Hierdie variasie in gevoeligheid van spesies maak wel die stel van 'n enkele omgewingstandaard problematies maar het ook reeds in die omgewingstoksikologie gelei tot nuwe benaderings en oplossings. Ekotoksikologiese assesseringstelsels en ekstrapolasiemodelle wat juis gebaseer is op die variasie in response van spesies is ontwerp.^{11, 12, 13} 'n Benadering wat tans algemeen gevolg word, is om te vra hoeveel van die toksiese stof deur die mees gevoelige spesies verdra kan word. Met hierdie hoeveelheid as standaard behoort alle ander minder gevoelige spesies dus beskerm te wees. Indien die verspreiding van gevoelighede van alle getoetste spesies dus geneem word, kan 'n waarde bv. verkry word wat 95% van die variasie insluit. Dit beteken dat 95% van die spesies dus normaalweg beskerm sal wees.

Hierdie benadering ondervang die probleme wat ontstaan wanneer probeer word om direk van een spesie na 'n ander te ekstrapoleer, maar is uiteraard steeds 'n ekstrapolasiemetode, maar met 'n beter wetenskaplike onderbou. Die rede waarom hierdie verspreidingsgebaseerde metodes in die meeste Europese lande asook in lande soos die VSA, Kanada en Australië gevolg word, is omdat die uitkomst daarvan meestal in goeie ooreenstemming is met veldwaarnemings sowel as die resultate van toetse met 'n verskeidenheid van spesies (sogenaamde multispesietoetse). Die teoretiese agtergrond vir die ontwikkeling van hierdie metodologie in Europa word deur Van Straalen en Van Leeuwen¹⁴ opgesom. Uitvoerige en



Figuur 1: Die normale drumpelwaardeverspreiding van toksisiteitseindpunte met die getal spesies (Y-as) teenoor die chemiese konsentrasie by die gemete eindpunte (bv. LC_{50}) van die spesies (X-as).

indringende debatte oor die beginsels, statistiek, aannames en beperkings van hierdie benadering is in die afgelope jare in Europa en die VSA gevoer.^{6, 15, 16, 17} Die aanwending daarvan vir die stel van nasionale kwaliteitskriteria vir varswater-ekostelsels in Suid-Afrika is ook reeds oorweeg⁶ maar kan in die praktyk, weens gebrek aan genoegsame inligting oor plaaslike spesies, nog nie algemeen geïmplementeer word nie. Nogtans kan plaaslike inligting bydra om die riglyne wat op die databasisse van die VSA se EPA gebaseer is, te verfyn.

Die lewenslope, fisiologie, gedrag, morfologie, genetiese aard, geografiese verspreiding en taksonomie van lewende organismes vertoon 'n groot diversiteit.

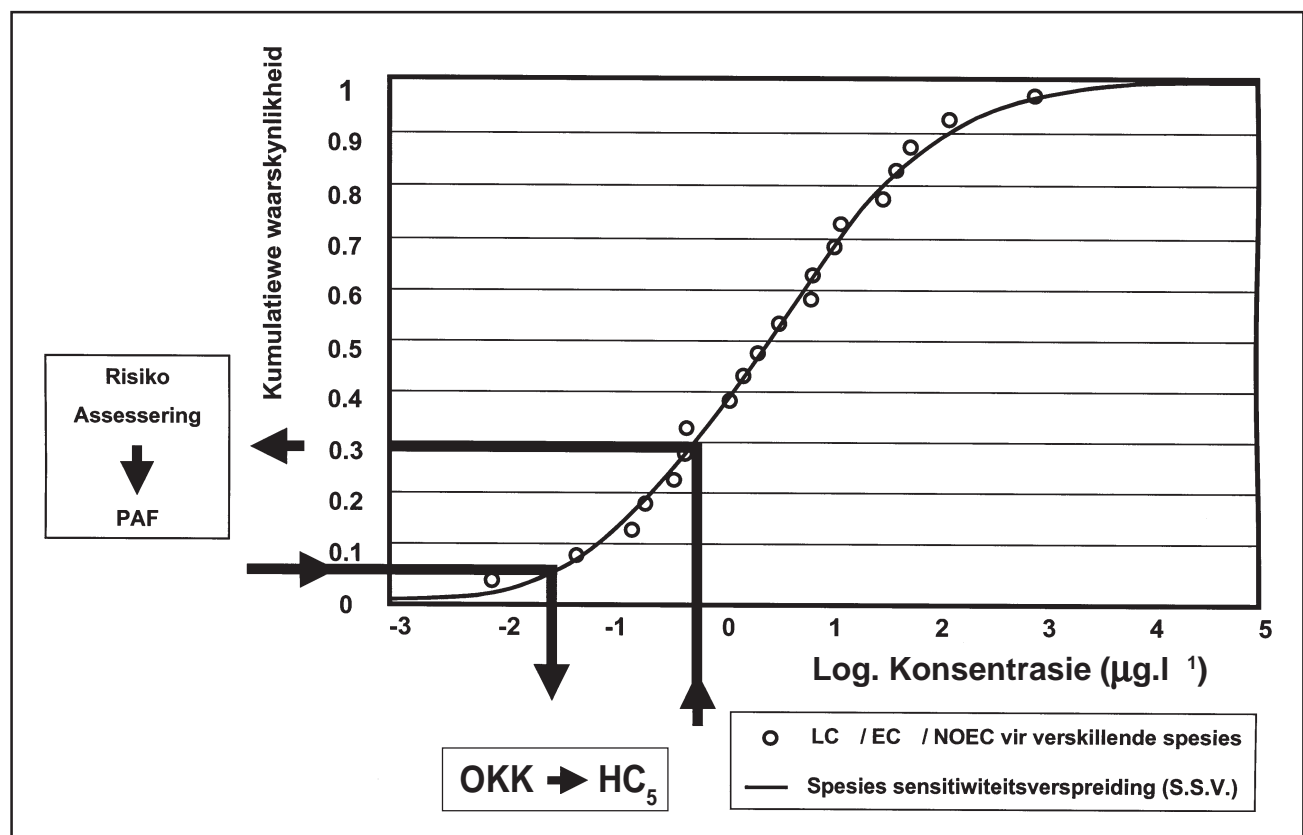
Ekotoksikologies beteken dit dat hierdie verskille daartoe lei dat die verskillende lewensvorme ook verskillend sal reageer indien hulle aan 'n gegewe konsentrasie van 'n chemiese stof blootgestel sou word. Ons verwys hierna as 'n variasie in gevoeligheid of sensitiwiteit. Ongeag die redes vir hierdie verskille in gevoeligheid, kan hierdie verspreiding van response of toksiteitsdrumpels as statistiese verspreidingsfunksie gebruik word om SSV-waardes te verkry vir 'n bepaalde chemiese stof.¹⁸

Die basiese aanname wat gemaak word in die toepassing van die SSV-konsep, is dat die gevoeligheid van 'n groep spesies deur 'n verspreidingsfunksie beskryf kan word (gewoonlik 'n parametriese verspreidingsfunksie soos 'n normale of logistiese verspreiding, hoewel nie-parametriese metodes ook gebruik word). Die aanname is verder dat die gemete variasie in gevoeligheid van die spesies 'n funksie is van die inherente verskille in die spesies se gevoeligheid onder blootstellings-

toestande wat deur 'n geskikte statistiese verspreiding beskryf kan word. Dit beteken dus dat hierdie ekotoksikologiese risiko-assesseringsmetode swaar steun op die betroubaarheid van laboratoriumgegenereerde toksisiteitdata wat verkry word deur reekse toksisiteitstoetse met enkelspesies.^{19, 20} Die parameters van die verspreiding (gemiddelde en standaardafwyking) is dus gebaseer op akute (LD_{50} of LC_{50}) of chroniese waardes (wat verband hou met groei of voortplanting) wat uit die toetse verkry word. Die beskikbare toksisiteitsdata vir die spesies in 'n bepaalde gemeenskap word dus gebruik as verteenwoordigende monster van die verspreiding om kriteria vir omgewingskwaliteit daar te stel.

AARD EN GEBRUIK VAN DIE VERSPREIDINGS- GEBASEERDE SENSITIWITEITSEKSTRAPOLASIE

Die verspreiding in gevoeligheid van verskillende spesies vir 'n bepaalde verbinding of mengsel van stowwe soos weerspieël deur gemete drumpelwaardes (bv. LC_{50} of ander eindpunte verkry uit toksisiteitstoetse) kan grafies as 'n normale verspreiding voorgestel word (figuur 1). Die datastel kan gebaseer wees op die response van spesies van 'n spesifieke takson of groepering van spesies of spesies van 'n spesifieke gemeenskap. Die ware verspreiding van toksisiteitseindpunte vir al die spesies in die groep of gemeenskap is nie noodwendig bekend nie sodat die SSV eintlik as 'n verteenwoordigende monster beskou kan word wat as kumulatiewe verspreidingsfunksie (figuur 2) voorgestel kan word. Dit is die integraal van 'n geassosieerde waarskyn-



Figuur 2: Die spesies-sensitiwiteitsverspreiding (SSV) uitgedruk as 'n kumulatiewe verspreidingsfunksie, aangepas volgens Posthuma et al.¹⁸ Die punte verteenwoordig die basiese toksisiteitsgegewens van die verskillende spesies (bv. NOEC of 'n ander gekose eindpunt) met die spesiesrangorde op die Y-as en die konsentrasies op die X-as. Die vooruitskouende gebruik (pyle vanaf X-as na Y-as) lewer die persentasie geaffekteerde fraksie van spesies (PAF) by die konsentrasie. Terugskouende gebruik (pyle vanaf die Y-as na die X-as) lewer die omgewingskwaliteitskriterium (OKK) by 'n arbitrêr gekose afsnypunt, p , in hierdie geval vir 5% van die spesies en bekend as die HC_5 .

likheidsdigtheidsfunksie. Vir sommige verbindings en spesies is goeie datastelle, veral in ontwikkelde lande, reeds beskikbaar, terwyl dit in ander gevalle grootliks of heeltemal ontbreek. Dit maak die aanwending van die SSV-konsep in lande soos Suid-Afrika tans nog problematies omdat die lokale spesie-verskeidenheid, veral is sekere ekostelsels, heeltemal verskillend is van die wat reeds deeglik aan toksisiteitstoetse onderwerp is in ander lande. In Suid-Afrika is gestandaardiseerde ekotoksiteitstoetse om gevoeligheidsvlakke van inheemse spesies te bepaal nog nie ontwikkel nie en selfs betroubare, geverifieerde toksisiteitsgegevens is baie skaars. Gevolglik is betroubare toksisiteitseindpunte vir weinig spesies (selfs vir chemiese stowwe wat baie algemeen in die omgewing beland) bekend. Dit is duidelik dat die omvang en kwaliteit van die datastel vir die konstruksie van die SSV (figuur 2) van kardinale belang is alvorens gevolgtrekkings daarop gebaseer kan word. Sijm et al.²¹ behandel die kriteria's waaraan toksisiteitsgegevens moet voldoen alvorens dit in die risiko-assesseringmodelle in Nederland opgeneem kan word. Daaruit blyk duidelik dat ontwikkelende lande tans 'n groot agterstand ervaar op hierdie gebied omdat weinig van hulle datastelle aan hierdie streng maatstawwe voldoen.

Die SSV-konsep kan volgens Van Straalen en Denneman¹¹ en Van Straalen⁸ vooruitskouend en terugwerkend toegepas word. Dit word deur die pyle in figuur 2 geïllustreer. Die terugwerkende of retrospektiewe metode word gebruik om kriteria vir omgewingskwaliteit te bepaal. Die terugwerkende metode (kyk pyl A vanaf Y-as na X-as in figuur 2) om 'n omgewingskwaliteitskriterium (OKK) te verkry, word gebruik deur 'n arbitrêre afsnypunt (p) te kies. In hierdie geval is dit die skadelike konsentrasie (vir 50% van die toetspopulasie van 'n spesie) vir 5% van die spesies. Dit lewer die sogenaamde HC_5 ²¹ wat die verlangde "veilige" konsentrasie verskaf. Dit staan ook as die 95%-beskermingskriterium bekend. Die waarde van p (die afsnypunt op die Y-as) wat gekies word, is 'n beleidsbesluit oor die persentasie spesies wat beskerm wil word.

Die prospektiewe of vooruitskouende toepassing om ekologiese risiko te assesser, (kyk pyl B in figuur 2) vereis 'n skatting of bepaling van die omgewingskonsentrasie van 'n chemiese kontaminant in 'n besoedelde gebied (of die konsentrasie wat volgens voorspelling sal voorkom na vrystelling van die stof in die omgewing). Die potensieel geïmpakteerde fraksie van die spesies (PAF)²² wat deur die spesifieke konsentrasie geïmpakteer behoort te word, kan dan uit die grafiek van die SSV afgelei word. Indien die beleidsbesluit geneem is dat nadelige effekte op meer as 5% van die aanwesige spesies onaanvaarbaar is, word aanvaar dat enige konsentrasie hoër as die HC_5 dus 'n risiko inhou. Die tipe skade wat ter sprake is, sal afhang van die ekotoksikologiese eindpunt wat gekies is om die SSV-kromme saam te stel. Dit kan enige van verskeie skadelike eindpunte wees.

Die SSV-konsep se waarde is veral daarin geleë dat dit 'n kwantitatiewe beskrywing gee van die verhouding tussen veranderinge in blootstelling en die veranderinge in die getal of persentasie spesies wat in gevaar verkeer.

VRAAGSTUKKE RONDOM GEBRUIK VAN DIE SSV-KONSEP

Besware kan teen die keuse van 'n vaste afsnypunt (p) van 5% geopper word. Ekostelsels en spesies verskil en daar bestaan nie 'n wetenskaplike basis vir so 'n universele, vaste faktor nie. Dit kan as onbuigsam beskou word en die werklike graad van beskerming wat daardeur verkry word, is steeds onbekend.^{17, 23} Die daarstelling van kriteria vir omgewingskwaliteit word

gewoonlik vir spesifieke omgewingskompartemente gedoen soos water, sediment, grond en lug en in verskillende dele van die wêreld waar toestande verskillend is. Die EPA van die Verenigde State²⁴ het verskillende kriteria vir soutwater en varswater ontwikkel maar die onderskeid is nie altyd nodig nie omdat sekere chemiese stowwe se toksisiteit nie noemenswaardig deur soutgehalte beïnvloed word nie en ander wel. Dit ondersteun die standpunt dat eenvormige, streng kwaliteitsmaatstawwe nie vir alle omgewings gestel kan word nie. Dit is gevolglik ook twyfelagtig of daar sprake kan wees van "nasionale" omgewingskwaliteitsnorme wat absolute waardes neerlê. Daar kan hoogstens sprake wees van riglynwaardes vir bepaalde situasies. In Nederland word sogenaamde streefwaardes en intervensie-waardes²⁵ gebruik om te bepaal wanneer reiniging van erg besoedelde bodems moet plaasvind.

Die gebruik van die SSV-konsep vereis drie stappe, nl. eerstens die verkryging van gegewens oor die toksisiteit van die chemiese verbinding of mengsels wat ter sprake is vir die spesies, tweedens die statistiese ontleding van die gegewens en derdens die interpretering daarvan. Elkeen hiervan het sy eie beperkinge en tekortkominge.

Die toksisiteitsdata moet verteenwoordigend wees om sinvol gebruik te kan word. Waar hierdie metode van toksisiteitsgegevens gebruik maak van wat verkry is van enkel-spesietoetse, kan geargumenteer word dat dit nouliks verteenwoordigend kan wees van gebeure in die natuur waar ekologiese wisselwerkings tussen spesies en hulle omgewings dinamies en veranderlik is. Nuwe chemiese stowwe wat voortdurend op die mark kom en in die omgewing beland se toksisiteit is gewoonlik slegs vir enkele spesies bekend, waarvan die meeste nie natuurlik in Suid-Afrika voorkom nie. Die werklike impak daarvan op natuurlike omgewings is dus heeltemal onbekend al word afleidings gemaak wat gebaseer is op toetse met spesies wat in ander of baie soortgelyke omgewings voorkom.

Die verkryging van toksisiteitsgegevens vir plaaslike spesies en toestande is steeds belangrik, juis omdat spesies van mekaar verskil. Die argument dat ons kan ontstaan met die toksisiteitsdata wat in oorsese lande met uitheemse spesies verkry is, gaan nie heeltemal op nie. Afgesien van lokale verskille tussen verskillende bevolkings van dieselfde spesie, sal SSV-waardes wat uitsluitlik op buitelandse gegewens gebaseer is óf tot oorbeskerming (d.w.s. onnodige uitgawes) óf tot onderbeskerming (verlies van biodiversiteit) kan lei, afhangende van waar die plaaslike spesies op die verspreidingskromme lê. Die argument dat daar maar met oorsese omgewingskriteria's volstaan kan word want "ons spesies is nie anders as ander spesies elders in die wêreld nie", ontken die wese van die konsep van SSV's wat juis op verskille in sensitiwiteit van spesies gebaseer is. Sekerlik sal daar ooreenkomste wees in die gevoeligheid van spesies uit verskillende wêrelddele, maar alvorens dit nie bekend is nie, kan daar nouliks van direkte plaasvervanging sprake wees. Sekere uitheemse spesies het reeds 'n kosmopolitiese verspreiding bereik, hoofsaaklik deur die mens se toedoen, en kan as "universele" toetsspesie beskou word omdat hulle reeds by plaaslike toestande aangepas is en selfs verteenwoordigend van andere mag wees. Tot tyd en wyl genoegsame toksisiteitsgegevens oor plaaslike spesies, wat nie deur uitheemse ekwivalente vervang kan word nie, ingewin is, sal daar noodwendig op gegewens oor uitheemse spesies met naastenby gelyksoortige ekologiese nisse gesteun moet word. Die groot voordeel van gegewens oor uitheemse spesies is dat dit reeds deeglik volgens gestandaardiseerde protokolle en by herhaling deur verskeie laboratoria ingewin is en dus baie betroubaar is, veral wat akute toksisiteitswaardes betref. Dit is ook 'n bekende feit in die toksikologie dat selfs naverwante

spesies nie altyd eners reageer op 'n toksiese stof nie, sodat verwantskap van inheemse en uitheemse spesies nie as algemeen geldende argument gebruik kan word om die een as verteenwoordigend van die ander te aanvaar vir die doel van toksikologiese studies nie.

Die groepering van spesies en hulle sensitiviteitsgegewens kan lei tot beter verteenwoordiging.²⁶ Deur soort by soort te voeg, nie noodwendig op grond van verwantskap nie, maar op grond van funksionele ooreenkomste (bv. in terme van ekologiese rolle) kan bepaalde ekostelsel funksies moontlik beskerm word.

Toksiseiteitsgegewens wat in die laboratorium ingewin word, is dikwels verkry deur van geselekteerde spesies gebruik te maak wat óf baie gevoelig is óf wat baie ongevoelig mag wees. Dit is dikwels die geval dat in hierdie toetse juis gebruik gemaak word van spesies wat maklik teel in aanhouding en hanteerbaar is. Goeie voorbeelde hiervan is die watervlooi, *Daphnia*, en die Sebravis vir die wateromgewing en die erdwurm, *Eisenia fetida* vir die grondomgewing. Verder word laboratoriumtoetse meestal uitgevoer deur organismes bloot te stel aan vars media waarin die chemiese stof toegevoeg is. In die natuur het dieselfde stof reeds chemies verander of "verouder" en aan die medium (hetsy grond, sediment of gesuspendeerde partikels) geadsorbeer sodat dit minder vrylik beskikbaar is vir opname as in die laboratoriummedium. Die biobeskikbaarheid van 'n stof vir 'n bepaalde spesie kan verskil tussen die laboratorium en die veld, maar ook tussen spesies wat in verskillende mikrohabitate binne dieselfde ekostelsel voorkom. Die SSV wat gekonstrueer word, moet dus relevant wees vir die blootstellingsroete wat ter sprake is. 'n Filtervoedende, sedentêre dier se blootstelling verskil van die van 'n vryswemmende een wat predatories voed, al leef hulle in dieselfde dam. Dit kan daartoe lei dat toksisiteitseksperimente onder laboratoriumtoestande dikwels die toksisiteit wat die stof in die veld sal hê, oorskakel en dus tot onrealistiese en duur beskermingsmaatreëls aanleiding gee.

Meganistiese response van spesies kan ook, bv. weens verskillende roetes van opname en vervoer, grootliks verskil. Die biobeskikbaarheid²⁷ van dieselfde verbinding vir verskillende spesies moet dus ook in ag geneem word maar kan moeilik direk gemeet word. Verder kan ruimtelike verskille tussen laboratorium- en veldtoetse groot verskille in response meebring.

Wat die statistiese ontleding van gegewens betref, is verskeie verbeterings in die aanvanklike voorstelle van Van Straalen en Denneman¹¹ ingevoer deur Wagner en Løkke²⁸ en Aldenberg en Slob.²⁹ Uiteraard is die monstergrootte waarop die SSV-kromme gebaseer word van kritiese belang om die onsekerheid van die skatting so laag as moontlik te hou. Daar is egter baie meningsverskille hieroor. Van Straalen²³ voer aan dat monstergroottes van 10 en meer gewoonlik voldoende is. Aldenberg en Jaworska³⁰ meen dat by datastelle kleiner as 10 passingstegnieke (goodness-of-fit) nie onderskei tussen normale en logistiese verspreidings nie. Aldenberg et al.³¹ doen 'n verskeidenheid van statistiese metodes aan die hand om onsekerhede in die waarskynlikheidsmodel van sensitiviteitsverspreidings tot 'n minimum te beperk.

Bo en behalwe die rol van die monstergrootte in die konstruksie van die SSV-kromme, word die afleiding van die PAF-waarde (kyk figuur 2) deur verskeie faktore beïnvloed. Die blootstellingstoestande in die laboratorium moet vergelykbaar wees met die in die natuur waar die probleem voorkom om enigsins sinvolle vergelykings te kan tref. Faktore soos temperatuur, soutgehalte en pH kan verskil. Daar moet ook rekening mee gehou word dat, veral in die geval van metale, daar ook natuurlike agtergrondhoeveelhede van die metale kan voorkom in die grond of water. Dit sal afhang van die geologiese

oorsprong van die sediment of grond. Dit vorm dus nie deel van die konsentrasie wat toksiese stres tot gevolg het nie omdat die organisme gewoonlik oor meganismes beskik om hierdie konsentrasievlakke te hanteer. Die PAF-bepalings moet dus eerder op die antropogenies toegevoegde metale gebaseer word. Die natuurlike voorkoms van hoë metaalkonsentrasies in gronde soos dié naby Barberton in Mpumalanga³² kan lei tot gespesialiseerde spesies in gemeenskappe waarvan die sensitiviteitsvlakke verskil van ander bevolkings van dieselfde spesie in ander gebiede met normale konsentrasievlakke.

Waar chemiese besoedeling plaasgevind het, is die teenwoordigheid van mengsels eerder as enkelstowwe gewoonlik die reël. Dit kompliseer die gebruik van SSV-verspreidings aansienlik.³³ Traas et al.³⁴ behandel die verskillende modelle wat hiervoor gebruik kan word en lig dit toe met gevallestudies wat die gebruiksmoontlikhede steeds ondersteun. Dit is egter duidelik dat heelwat navorsing nog hieroor gedoen moet word om basiese datastelle oor mengseltoksiseiteit te genereer vir die toetsing/validering van die voorgestelde modelle.

Die SSV-modelle wat tot dusver ontwikkel is, steun veral op die strukturele aspekte van ekostelsels (spesies) terwyl die funksionele aspekte (prosesse soos produksie, ontbinding, siklering van stowwe) nie direk oorweeg word nie. Die verband tussen die struktuur (spesieriktheid) en funksionering van ekostelsels word tans indringend nagevors. Die kwesbaarheid van ekostelsels, indien hulle strukturele veranderinge sou ondergaan as gevolg van toksiese stres, sal afhang van die vermoë om verliese in die "dienste" van sekere spesies te vervang met dié van andere. Die konsep van funksionele oortolligheid of reserwe (Eng. functional redundancy) hou juis in dat die funksionering van ekostelsels nie noodwendig nadelig geraak sal word deur die verlies van sommige spesies nie. Die verskynsel doen hom veral voor by mikrobiële gemeenskappe in die grond waar spesieriktheid moeilik bepaal kan word, maar waar funksionele oortolligheid aanwesig is. Soos Van Straalen²³ tereg daarop wys, kan funksionele eindpunte vir toksiseiteit nie so geredelik op 'n sensitiviteitsverspreiding uitgestip word in 'n poging om 95% van die funksie te beskerm nie. Nogtans weet ons byvoorbeeld dat grond-ekostelsels nie na behore kan funksioneer sonder prosesse soos ontbinding, stikstoffsiklering en koolstoffsiklering nie.

Die SSV word op gegewens van 'n aantal deeglik getoetste spesies gebaseer. Nie al hierdie spesies kom noodwendig voor in die gebied waarop ons dit van toepassing wil maak nie. Die meer sensitiewe spesies wat getoets is, mag afwesig wees in die betrokke ekostelsel sodat nie een van die spesies wat wel hier voorkom deur die afsnywaarde wat deur die SSV voorgestel is, geaffekteer sal word nie. Dit beteken dat die model 'n waarde verskaf wat onrealisties hoog is en tot onnodige kosteimplikasies lei. By 'n gebrek aan 'n oplossing hiervoor beteken dit dat gebiedspesifieke SSV's nodig sal wees.

Dit word algemeen aanvaar dat sekere spesies groter ekologiese en kommersiële waarde het as ander. Hierdie spesies asook ander wat in die lys van bedreigde spesies mag voorkom, mag toevallig in die 5% onbeskermdes persentiel val. Dit beteken dat die toepassing van die verspreidingsgebaseerde benadering hiervoor aangepas moet word sodat dit nie blindelings toegepas word asof dit universele (of nasionale) geldigheid het nie. Hierdie spesies kan byvoorbeeld uitgesonder word vir toetsing sodat die gegewens by die datastel waarop die SSV berus, gevoeg kan word. Skaars, gespesialiseerde en habitatspesifieke spesies kan byvoorbeeld voorkeur kry om te verseker dat hulle beskerming sal geniet.

Waarskynlik is die ernstigste kritiek teen die gebruik van SSV's dat dit gebaseer is op daardie spesies waarvoor

toksiseitsgegewens beskikbaar is en wat as verteenwoordigende monster moet geld van al die spesies in die gemeenskap of ekosistiel terwyl dit hoegenaamd nie 'n ewekansige monster is nie. Indien die getoetste spesies werklik verteenwoordigend was, sou die meerderheid tot die Arthropoda behoort het, bloot weens hulle getalle-dominansie in meeste stelsels.

Die taksonomiese diversiteit in die gegewens waarop die SSV's berus, is gewoonlik aansienlik groter as wat met ewekansige montering in 'n natuurlike gebied verkry sou word. In Suid-Afrika word byvoorbeeld soms voorkeur verleen aan die gebruik van toksiseitsgegewens oor visse wanneer die bedreiging van akwatiese ekosistels ter sprake is. Die redes hiervoor kan legio wees. Emosionele oorwegings en persoonlike voorkeure, praktiese oorwegings, gemaklike hantering en maklike aanhouding of hoë sensitiwiteit mag 'n rol speel. Die gebruik van biochemiese biomerkers as eindpunte om toksiese response te meet, kan ook tot eensydige gebruik van slegs daardie spesies lei wat daarvoor bekend is dat hulle sekere aktiverings-ensieme het of waaruit bepaalde selle maklik verkry kan word.

Die antwoord op hierdie vraagstuk is enersyds daarin geleë dat meer en ook meer betroubare gegewens oor meer lokale spesies ingewin moet word. Deur te verseker dat daar redelike verteenwoordiging van plaaslike spesies in die sensitiwiteits-verspreidings opgeneem word, kan meer realistiese OKK's afgelei word. Andersyds moet 'n beter begrip van die weerstandsmeganismes, roetes van opname en ander faktore wat verskille in toksiseit by spesies tot gevolg het, verkry word. Uiteindelik gaan dit om die omgewingstoksiseit van 'n chemiese stof en nie om sy toksiseit onder kliniese of kunsmatige toestande in 'n laboratorium nie. Hoe meer realisties die gestandaardiseerde toksiseitsisitoets is waarop die toksiseitsgegewens gebaseer is, des te nader is ons aan die waarheid. Alleen dan kan patrone in en verbande tussen toksiseitsgegewens beter geïnterpreteer word. Dit sal die aanvaarbaarheid en gebruik van SSV-waardes verhoog en 'n betekenisvolle bydrae kan lewer tot die volhoubare beskerming van biodiversiteit sonder om realistiese ekonomiese doelwitte te ignoreer.

GEVOLGTREKKINGS

Die verspreiding van sensitiwiteitsgegewens van spesies (SSV) bied numeriese waardes wat gebaseer is op 'n sterker wetenskaplike grondslag vir die daarstelling van kwaliteitskriteriums as blote ekstrapolasies tussen enkele getoetste spesies. Laasgenoemde lei gewoonlik tot vaste, maar dikwels onrealistiese veiligheidsfaktore. Die teoretiese onderbou vir die aanwending van hierdie SSV-metodologie in ekotoksikologiese assesserings het sedert die 1990's sterk gegroei met die gevolg dat dit gebaseer is op toetsbare aannames wat op wetenskaplike beredenerings berus. Hoewel dit ook aan sekere beperkinge en tekortkominge onderhewig is, is dit steeds 'n waardevolle hulpmiddel om die stel van omgewingskriteriums uit die emosionele arena te probeer haal. Dit is ook soepel genoeg om in 'n verskeidenheid van beleidsveranderinge toepassing te vind. Sommige van die meer fundamentele vraagstukke wat uitgewys is, verg verdere indringende navorsing.

Die aanwending van SSV's in die Suid-Afrikaanse situasie kan waardevol wees, maar die toepassing daarvan ter beskerming van die ryke biodiversiteit sal gering bly tensy meer basiese navorsing oor die sensitiwiteit van die verskillende lokale spesies vir versteuringstowwe, en die onderliggende meganismes, gedoen word. Die waarde van enige model is steeds afhanklik van sy toetsbaarheid met toepaslike en werklike gegewens.

SUMMARY

The commitment to sustainable conservation and protection of South Africa's rich biodiversity as agreed upon by the signing of the 1992 Rio Convention, places a responsibility on the authorities to implement measures to attain these goals. One of the threats is the ongoing exposure of organisms to environmental contaminants such as agricultural chemicals, factory waste and heavy metals from mining activities. This requires the setting of environmental quality criteria indicating what levels would be acceptable in soil, water and air. Various management and monitoring practices, similar to those of the USA and other developed countries have been considered. A lack of ecotoxicological information has so far hampered the full implementation of these procedures. The reliable assessment of risk is crucial for sound ecological management. Policy documents and the scientific literature contain a variety of definitions of risk. Risk is generally defined as the probability that an unwanted or unfavourable event will occur. The size of the event is also included so that risk = (probability of unwanted effect) x (extent of the effect). As indicated by Kaplan and Garrick⁷ this can be misleading because an event with a low probability / large damage is equated with an event with a high probability / low damage. Specifying the unwanted event and determining its relative frequency is crucial, apart from considering its extent. It is important to determine what it is that warrants protection, in order to establish end points to be measured. Is it a species or a process or both?

In the efforts to protect the biological diversity, does it help to know that certain species are more sensitive than others to a specific environmental toxicant? The answer is yes, sometimes. The very old notion that species can act as bioindicators is a very lucrative one but also fraught with difficulties. Because there are so many factors operational in nature which could cause the numbers of a species to dwindle or increase, causality between these changes and a specific toxicant is very often impossible to establish.

The fact that species differ in sensitivity makes extrapolation between species difficult, but the species sensitivity distribution (SSD) concept actually makes use of these differences to establish values which may have more ecological relevance than the so-called safety factors or fixed extrapolation factors often used in setting environmental quality criteria.

This paper looks at the nature of and reasoning behind the SSD concept and discusses its shortcomings and limitations as well as its current usefulness in the South African context. An extensive body of theory has already developed in Europe and North America apart from the fact that toxicity data are available for many species. This makes application of SSD's possible. Application of the SSD concept requires three steps viz. the gathering of toxicity data, usually based on single-species tests, the statistical analysis and the interpretation thereof. The situation in southern Africa is somewhat different with relatively little reliable toxicity data available for local species and no standardized toxicity tests for local species.

The available toxicity data is usually based on tests with selected northern hemisphere species which may not be representative of many others because they are selected on the basis of ease of handling and culturing. By choosing only robust or only very sensitive species in the construction of SSD's either overprotection or underprotection of the total biodiversity may result. Exposure conditions in toxicity tests can vary and mixtures of chemicals as well as age of the exposure medium may influence results considerably.

The role of sample size for purposes of statistical analysis of the SSD is crucial. Scarce or endangered species, or commercially valuable species may fall in the 5% percentile of unprotected species, which may require adjustment of the obtained environmental quality criteria to ensure their protection.

In spite of certain shortcomings in the SSD the conclusion is drawn that species sensitivity distributions have useful applications, but data on the sensitivities of local species are scarce. This methodology cannot find general application in South Africa unless more research is undertaken to obtain reliable toxicity data for the different species. In order to do that, standardized toxicity tests for local species will have to be developed.

LITERATUURVERWYSINGS

- World Conservation Monitoring Centre. (1992). *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*. (Chapman and Hall, London).
- IUCN 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria : Version 3.1*. IUCN (Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge).
- Kempster, P.L., Hattingh, W.H.J., Van Vliet, H.R. (1982). Summarized water quality criteria. Technical Report no.TT108. (Department of Water Affairs and Forestry, South Africa).
- ASTER (1994). Assessment tools for the evaluation of risk: A user's guide. (Environmental Protection Agency, Environmental Research laboratory. Duluth, Minnesota).
- AQUIRE (1994). Aquatic toxicity information retrieval database: A technical support document. (Environmental Protection Agency, Environmental Research laboratory. Duluth, Minnesota).
- Roux, D.J., Jooste, S.H.J., Mackay, H.M. (1996). Substance specific water quality criteria for the protection of South African freshwater ecosystems: methods derivation and initial results for some inorganic toxic substances. *South African Journal of Science*, 92,198-206.
- Kaplan, S., Garrick, B.J. (1981). On the quantitative definition of risk. *Risk Analysis*, 1,11-27.
- Van Straalen, N.M. (2002). Theory of ecological risk assessment based on species sensitivity distributions In: *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. L. Posthuma, G.W. Suter, T.P. Traas. eds. (Lewis Publishers, Boca Raton. FL).
- Suter, G.W. (1993). *Ecological risk assessment*. (Lewis Publishers, Boca Raton, FL).
- Roark S.A., Andrews, J.F., Guttman, S.I. (2001) Population genetic structure of the western mosquitofish, *Gambusia affinis*, in a highly channelized portion of the San Antonio River in San Antonio, TX. *Ecotoxicology*, 10, 223-227.
- Van Straalen, N.M., Denneman, C.A.J. (1989) Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18, 241-251.
- Blanck, H. (1984). Species dependant variation among aquatic organisms in their sensitivity to chemicals. *Ecological Bulletin*, 36, 107-119.
- Koojman, S.A.L.M. (1987). A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Research*, 21, 269-276
- Van Straalen, N.M., Van Leeuwen, C.J. (2001). European history of species sensitivity distributions. In: *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. L. Posthuma, G.W. Suter, T.P. Traas. eds. (Lewis, Boca Raton. FL).
- Forbes, T.L., Forbes, V.E. (1993). A critique of the use of distribution-based models in ecotoxicology. *Functional Ecology*, 7, 249-254.
- Smith, E.P., Cairns, J. (1993). Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality, statistical and ecological concerns. *Ecotoxicology*, 2: 203-219.
- Chapman, P.M. (1998). A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 99-108.
- Posthuma, L., Traas, T.P., Suter, G.W. (2002). General introduction to species sensitivity distributions. In: *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. L. Posthuma, G.W. Suter, T.P. Traas. eds. (Lewis, Boca Raton. FL).
- Cairns, J. (1983). Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Hydrobiologia*, 100, 47-578
- Reinecke, A.J. (1992). A review of ecotoxicological test methods using earthworms. In: *Ecotoxicology of earthworms*. P.W. Greig, H. Becker, P.J. Edwards, F. Heimbach. eds. (Intercept, Hants, UK).
- Sijm, D.T.H.M., Van Wezel, A.P., Crommentuijn, T. (2002). Environmental Risk limits in the Netherlands. In: *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. L. Posthuma, G.W. Suter, T.P. Traas. eds. (Lewis, Boca Raton. FL).
- Klepper, O., Bakker, J., Traas, T.P., Van de Meent, D. (1998). Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as a basis for comparison of risks between substances and regions. *Journal of Hazardous Materials*. 61, 337-344.
- Van Straalen, N.M. (2001). Distribution-based extrapolation approaches in the risk assessment of metals in the environment. Fact Sheet on Environmental Risk Assessment. International Council on Metals and the Environment.
- US EPA (1985) Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB850227049. U.S. Environmental Protection Agency. (National Technical Information Service, Springfield, VA).
- Staatcourant (2000) Circulaire Streefwaarden en interventie-waarden bodemsanering. February 2000, 39, The Netherlands.
- Solomon, K.R., Tacaks, P. (2002) Probabilistic risk assessment using species sensitivity distributions. In: *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. L. Posthuma, G.W. Suter, T.P. Traas. eds. (Lewis, Boca Raton. FL).
- Reinecke, A.J., Van Gestel, C.A.M., Reinecke, S.A. (2004). Using biomarkers in soil organisms for assessing bioavailability and toxicity of environmental toxicants. In *Soil Animals and Sustainable Development*, W. Z. Mikhail. eds. (Inst. of African Research and Studies, Cairo University).
- Wagner, C., Løkke, H. (1991). Estimation of ecological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Research*, 25, 1237-1242.
- Aldenberg, T., Slob, W. (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25, 48-63.
- Aldenberg, T., Jaworska, J.S. (2000). Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46, 1-18.
- Aldenberg, T., Jaworska, J.S., Traas, T.P. (2002). Normal species sensitivity distributions and probabilistic ecological risk assessment. In: *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. L. Posthuma, G.W. Suter, T.P. Traas. eds. (Lewis Publishers, Boca Raton. FL).
- Mesjasz-Przybyłowicz, J., Przybyłowicz, W.J. (2001). Phytophagous insects associated with the Ni-hyperaccumulating plant *Berkhya coddii* (Asteraceae) in Mpumalanga, South Africa. *South African Journal of Science*, 97.
- Hamers, T., Notenboom, J. Eijsackers, H.J.P. (1996). Validation of laboratory toxicity data on pesticides for the field situation. RIVM report 719102 046. (National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, Nederland).
- Traas, T.P., Luttik, R., Mensink, H. (2002). Mapping risks of heavy metals to birds and mammals using species sensitivity distributions. In: *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. L. Posthuma, G.W. Suter, T.P. Traas. eds. (Lewis Publishers, Boca Raton. FL).



A.J. (KOOT) REINECKE

A.J. (Koot) Reinecke is professor en voorsitter van die Departement Soölogie aan die Universiteit van Stellenbosch waar hy sedert 1992 werksaam is. Hy behaal sy doktorsgraad in 1976 onder studieleiding van die Havengapryswenner prof. P.A.J. Ryke aan die Potchefstroomse Universiteit vir CHO waar hy ook dosent en vanaf 1986 tot 1991 hoof van die Departement Dierkunde was. Hy is tans president van die Internasionale Grondierkundige Vereniging en voormalige president van die Dierkundige Vereniging van Suid-Afrika en die Gesamentlike Raad van Natuurwetenskaplike Verenigings. Hy het uitgebreide studieperiodes by die VSA se Pesticide Degradation Laboratory van die Agricultural Research Council in Maryland en by die Vrije Universiteit van Amsterdam, Nederland deurgebring. Sy navorsingsbelangstelling is in die ekotoksikologie en behels die invloed van chemiese besoedelstowwe op diere, met besondere klem op die grondomgewing. Hy het as studieleier van 30 M.Sc.- en 10 Ph.D.-studente opgetree. Hy is outeur en mede-outeur van meer as 130 publikasies in geakkrediteerde, wetenskaplike vaktydskrifte. Hy het ook verskeie handboeke in Afrikaans gepubliseer. Sy navorsing word gefinansier deur die Nasionale Navorsingstigting, die Universiteit van Stellenbosch en die Volkswagen Stigting in Duitsland.



SOPHIE REINECKE

Sophie Reinecke is tans senior lektor in die Departement Soölogie aan die Universiteit van Stellenbosch waar sy sedert 1992 werksaam is. Sy behaal haar doktorsgraad in Dierkunde in 1987 aan die Randse Afrikaanse Universiteit nadat sy haar voorgraadse studies en eerste honneursgraad in Plantkunde aan die PU vir CHO behaal het en 'n onderwysdiploma aan die Potchefstroomse Onderwyskollege. Sy was departementshoof vir Biologie aan die Hoërskool Monument voordat sy besluit het om haar verder in die dierkunde te bekwaam. Gedurende haar jare as senior lektor aan die PU vir CHO verwerf sy die universiteitstoekening vir voortreflike onderrig. Sy was verskeie jare lid en sekretaris van die Raad van die Dierkundige Vereniging van Suidelike Afrika. Sy is 'n houder van die Junior Kaptein Scott medalje vir die beste M.Sc.-verhandeling in dierkunde aan 'n Suid-Afrikaanse universiteit. Sy het ook die bronsmedalje van die S2A3 vir haar navorsingswerk verwerf. Haar navorsingsbelangstelling is in die ekotoksikologie en behels die invloed van chemiese besoedelstowwe op diere, met besondere klem op die molekulêre en sellulêre biomerkerresponse. Sy het reeds as studieleier van 13 M.Sc.- en 4 Ph.D.-studente opgetree. Sy is outeur en mede-outeur van meer as 60 publikasies in geakkrediteerde vaktydskrifte. Haar navorsing word gefinansier deur die Nasionale Navorsingstigting, die Universiteit van Stellenbosch en die Volkswagen Stigting in Duitsland.