

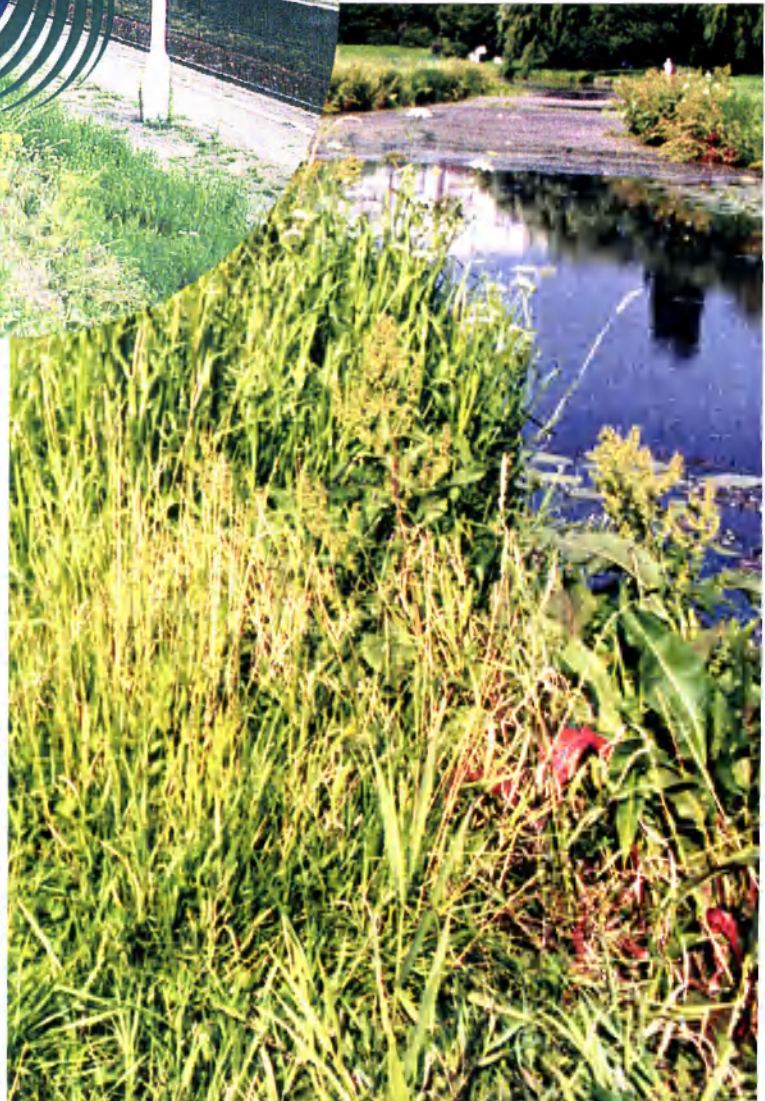
Een synthese van de literatuur

Ruimtelijke samenhang van stedelijk groen voor biodiversiteit

A.A. Mabelis

ibn-dlo

Instituut voor
Bos- en Natuuronderzoek



Een synthese van de literatuur

Ruimtelijke samenhang van stedelijk groen voor biodiversiteit

A.A. Mabelis

ibn-dlo

Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek

Wageningen 1998

IBN-RAPPORT 373, ISSN: 0928-6888

INHOUD

Summary	5
1. Inleiding	9
2. Ruimtelijke modellen	10
3. Stedelijk milieu	12
3.1 Abiotische kenmerken	12
3.2 Biotische kenmerken	13
4. Biodiversiteit van de stad	14
4.1 Biodiversiteit	14
4.2 Milieufactoren	16
4.3 Grootte en bereikbaarheid van habitat	19
4.3.1 Habitatgrootte	19
4.3.2. Bereikbaarheid van habitat	23
4.4. Biotoopkwaliteit	28
5. Inrichting stedelijk groen	33
5.1 Oplossingsrichtingen	33
5.2 Stadsdoelsoorten	34
5.3 Richtlijnen	35
Literatuur	39

Summary

Green infrastructure of a city and its biodiversity

A review

The pressure on green areas within cities will increase as a consequence of continuing city growth. For the well-being of the citizens, a procedure should be followed in which a high level of biodiversity can be maintained, according to Local Agenda 21 of the VN Conference of Environment and Development (UNCED, Rio de Janeiro, 1992). Therefore, city planning and green planning should be integrated.

Biodiversity

Vegetations of parks generally deviate from potential natural vegetations. Many exotic species are planted, sowed or accidentally introduced. For measuring biodiversity, these species can be omitted, with the exception of species which were introduced centuries ago and which can be considered in the meantime as native. The fauna is also influenced by man, not only by the introduction of pets and their parasites, but also by the accidental introduction of invertebrates with the import of exotic products. Striving for a high level of biodiversity does not imply that these introduced species should be preserved, but that suitable environmental conditions for native species should be maintained. So it seems to be more appropriate to look for durable environmental conditions for native species which are sensitive to habitat fragmentation or to other changes in their environment, than trying to increase a city's species diversity. The survival chance of these species depends of the number of habitat patches, their size, position and quality. Generally, the habitat of species will become more fragmented from the city border to the centre: parks and gardens become smaller and more isolated between roads and buildings. Moreover, their quality may decrease towards the centre, due to increasing disturbance and pollution.

Size of habitat patches

Reduction of the size of a habitat patch of a species may lead to a decrease in its local population size and consequently to an increase of its extinction chance. More over, negative edge effects will affect habitat quality more strongly with decreasing patch size. So, the chance of occurrence of a species will decrease with decreasing habitat patch size, as was found for the tawny owl in Warsaw (fig. 2). Generally only part of a biotope (e.g. forest) will be suitable as habitat for a (forest)species, but as habitat patch size normally will increase with the size of the biotope, we may expect that more (forest) species will occur the bigger the area of the biotope, as was found for birds. The number of species generally will increase with increasing environmental heterogeneity. So, parks which are composed of several biotope types will contain more species than homogeneous parks, because of increasing habitat diversity. Species which are dependent on several biotope types, like frogs, can find habitat when sites for reproduction as well as for overwintering are available. As big parks generally will contain more biotope types than small parks, the number of species will increase with the size

of a park, as was found for plants, birds, mammals and several groups of invertebrates. However, the occurrence of a great number of species is not a guarantee for a sustainable contribution to the biodiversity of a city. Species can only survive in a city when the mean extinction chance of local populations will be compensated for by the mean colonization chance of empty patches over a long period of time. Connection between the remaining habitat patches will decrease the extinction chance and increase the colonization chance of species and hence will contribute to their maintenance of the species within the city.

Connection between habitat patches

Connection between habitat patches, by means of stepping stones or continuous green elements is most important for the maintenance of species which cannot fly, although some of these species may be accidentally dispersed very well by man. Most of these species live in stable environments, like woodland, while a great deal of the species which live in changeable environments, like fallow land, possess a good dispersal power. Size and isolation of the habitat patches of poor dispersers are most important for the survival, while the total area of their habitat will be crucial for good dispersers. Nevertheless, less (weedy) plant species were found in more isolated fallow lots in some cities. Dispersal of seeds by the wind or by mammals is apparently hampered in a built-up area. So, even well dispersing plant species will be less successful in colonizing isolated habitat patches. The same can be said about good dispersing animals, like birds, bats and butterflies. They may profit from linear green elements for their dispersal in a city.

Habitat quality

The way a park is used and managed will have a strong impact on their biological quality. Intensive management, like frequent mowing, raking leaf litter and cutting branches, can destroy the habitat of sensitive (stenotopic) species. Consequently, the distance between remaining habitat patches of that species will increase. This will be especially disadvantageous for species with a poor dispersal capacity, while good dispersers can follow changes in the spatial configuration of habitat patches more quickly. As a result, stenotopic species with a poor dispersal power will be replaced by eurytopic species with a good dispersal power. So, disturbances will cause shifts in species composition towards more common species. Several studies have shown that the number of species of different groups of organisms will decrease towards the centre of a city. This may be due to a smaller habitat patch size, a more isolated position of the patches and/or to a worse habitat quality of the patches in the centre.

Solutions

For the well-being of citizens nature can be developed within a city by maintaining a robust green infrastructure which is durable despite pollution and intensive recreational use. This means that the function of nature conservation should be integrated with the function of recreation. A plan can be made to connect biotopes for the recreation of citizens, as well as for the survival of plant and animal species. However, it is useful to find out first if the existing network of habitat patches can guarantee the survival of a selected group of target species which are sensitive to habitat fragmentation. A norm for persistence would be helpful, i.e. an estimation of the minimal size of a population for which its extinction chance will be nihil in a completely isolated situation. The larger the habitat size, the more this norm will be achieved. However, habitat patches of a species within a city are normally too small to reach this norm. For the persistence of a species within a habitat patch, continuous immigration of individuals from surrounding patches will be necessary. If the present spatial configuration of habitat patches cannot guarantee the persistence of a species, bottlenecks should be traced and solved.

For maintaining a high level of biodiversity, it will be necessary to watch over environmental quality, as well as to keep a stable network of different biotopes in such a spatial configuration that as many native species as possible can persist for a long period of time.

1. Inleiding

De laatste tientallen jaren hebben steden zich sterk uitgebreid. Het zal hier zeker niet bij blijven: tot het jaar 2005 zijn een miljoen nieuwe woningen gepland. Dit komt neer op een ruimtebeslag van 30-40.000 ha (Ministerie van VROM 1990; Ministerie van LNV 1995). Door dit proces van voortgaande verstedelijking komen de resterende groene gebieden onder grote druk te staan (Farjon et al. 1997). De ontwikkeling tendeeft naar het ontstaan van samenhangende stedelijke netwerken. Verwacht wordt dat op deze wijze delen van de Ecologische Hoofdstructuur binnen de stedelijke invloedssfeer zullen komen te liggen. Dit vraagt om een procedure waarbij de stedelijke en de groene planning doelbewust op elkaar kunnen worden afgestemd.

In de Discussienota "Visie Stadslandschappen" (Ministerie van LNV 1995) wordt gesteld dat deze afstemming zodanig zal moeten plaatsvinden dat er een samenhangend geheel ontstaat: het Stadslandschap. De ecologische kwaliteiten van natuurgebieden en het agrarische landschap zouden op peil gehouden moeten worden, ondanks de stedelijke veranderingsprocessen die erin plaatsvinden. Hiertoe zou een strategie moeten worden gevolgd waarbij niet alleen water-, verkeers-, energie- en afvalstromen verantwoord worden beheerd (Douglas 1983; Tjallingii 1995, 1996), maar waarbij tevens groene gebieden zodanig worden gesitueerd, ingericht en beheerd, dat habitatversnippering van planten- en diersoorten zo veel mogelijk wordt voorkomen. Om tegemoet te komen aan de wens om meer natuur in de stad te ontwikkelen, zou moeten worden nagegaan in hoeverre veranderingen van de bestaande groenstructuur de overlevingskansen van soorten in de stad kan verhogen. Zo'n groene infrastructuur, bestaande uit parken, groenstroken, begraafplaatsen, volkstuintjes, buitenplaatsen, extensief beheerde landbouwgebieden en natuurgebieden zou zo robuust mogelijk moeten zijn, dat wil zeggen bestand tegen schadelijke invloeden van buiten en bestand tegen intensief recreatief gebruik (Ministerie van LNV 1995). In de praktijk zal dit vaker neerkomen op het integreren van de functies "natuurbehoud" en "recreatie" van het groen dan op het scheiden ervan. De verbindende functie van groenstructuren voor mens, dier en plant zou vorm gegeven kunnen worden door middel van de uitvoering van "strategische groenprojecten". Recente initiatieven in deze richting zijn onder andere uitgewerkt voor Amsterdam, Utrecht, Tilburg, Zoetermeer, Assen en Duurswold tussen Groningen en Delfzijl. Hoewel hiervan gunstige resultaten zijn te verwachten voor de recreërende stedeling is er doorgaans nog weinig zicht op de gevolgen voor de biologische diversiteit van de stad en zijn omgeving. Doel van deze bijdrage is:

- Het geven van een overzicht van de beschikbare kennis over de invloed van oppervlakte, isolatie en kwaliteit van stedelijke groengebieden op de biodiversiteit van de stad;
- Het geven van enige richtlijnen voor het selecteren van soorten met behulp waarvan biodiversiteit kan worden gemeten;
- Het geven van enige ecologische randvoorwaarden met behulp waarvan kan worden aangegeven voor welke soorten duurzaam voortbestaan in de stad gewaarborgd is.

2. Ruimtelijke modellen

De hoeveelheid en de verdeling van het openbaar groen in een stad is sterk bepaald door de wijze waarop de stad zich heeft uitgebreid. Bodemgesteldheid en ligging ten opzichte van andere woonkernen zijn hierbij belangrijke sturende factoren. De volgende ruimtelijke stadsmoellen kunnen worden onderscheiden (fig. 1):

De concentrische stad

De stad heeft zich min of meer gelijkmatig in alle richtingen uitgebreid vanuit het centrum (bijv. Hilversum, Utrecht, Middelburg, Groningen). Het centrum van concentrisch gebouwde oude steden bevat doorgaans weinig openbaar groen. Pas na sloop van de stadsmuren en de sloop van panden kwam er ruimte voor de aanleg van parken beschikbaar. Door de compacte bebouwing van oude steden kunnen veel diersoorten niet ver in het centrum doordringen. De aanleg van tangentiële wegverbindingen bij stadsuitbreiding maakt het voor hen nog moeilijker, zeker voor dieren die zich lopend verplaatsen. Vooral rondwegen kunnen voor hen een belangrijke barrière vormen. Dit geldt niet voor waterorganismen, althans voor zover waterwegen onder verkeerswegen doorlopen. In de laag gelegen delen van ons land kunnen waterorganismen dan ook in principe ver in een compact gebouwde stad doordringen.

De lobvormige stad

De stad heeft zich alleen in bepaalde richtingen sterk uitgebreid, bij voorbeeld langs (water)wegen. De omtrek van de stad is daardoor min of meer lobvormig (bijvoorbeeld: Emmen, Arnhem, Breda). In steden met een dergelijke vorm kunnen groenlinten vanuit het buitengebied tot ver in de stad doorlopen, waardoor soorten gemakkelijker het centrum kunnen bereiken en de stedeling meer in contact kan komen met de natuur.

De bandvormige stad

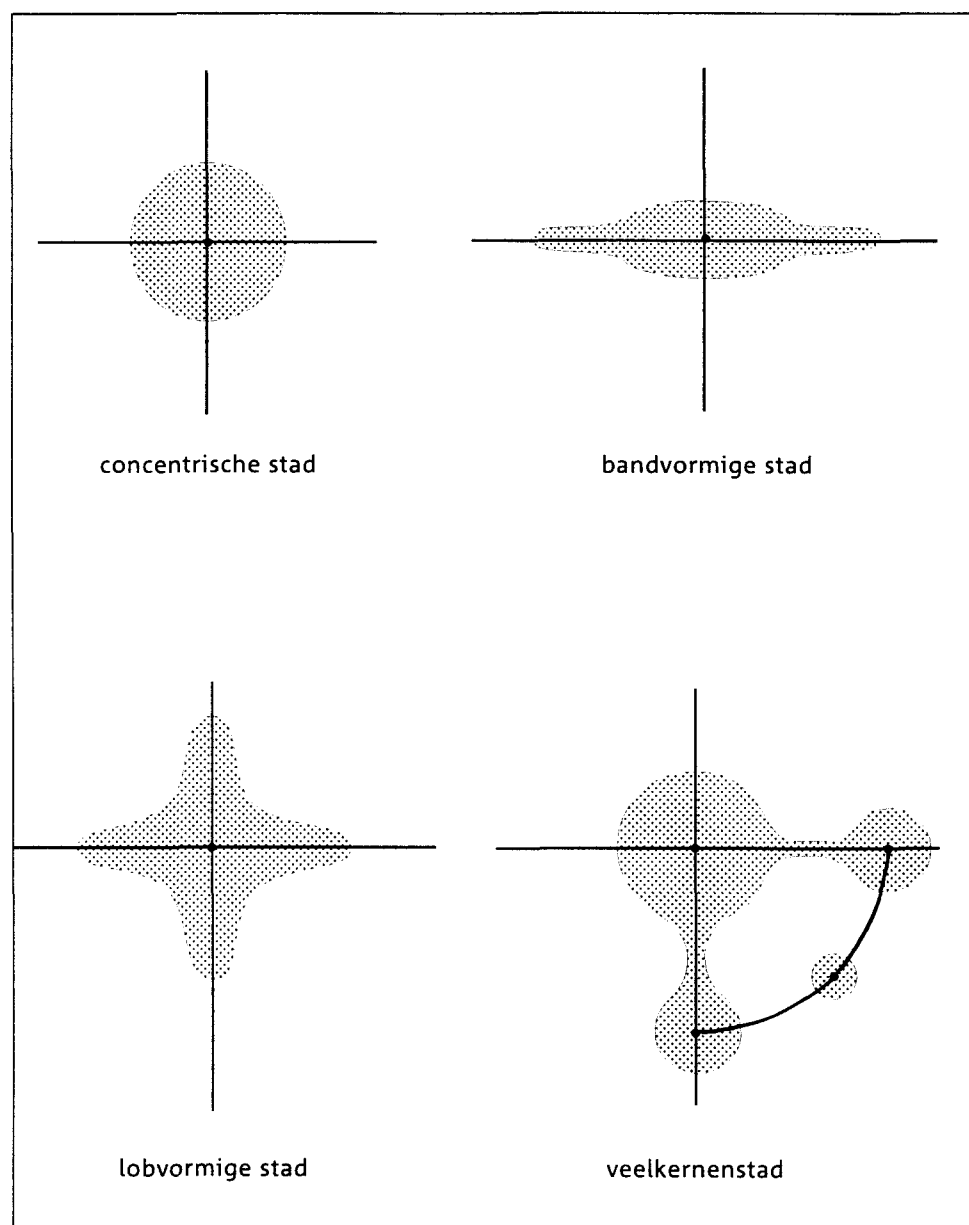
De stad heeft zich ontwikkeld vanuit een lintvormige bebouwing langs een lijnvormige structuur, bij voorbeeld langs duin, rivier of kanaal (resp. Haarlem, Zaandam, Veendam). Bij de bandvormige stad hangen de contactmogelijkheden van de stedeling met de omgeving sterk af van de dichtheid en de bandbreedte van de bebouwing.

De veelkernenstad

Verscheidene bouwkernen zijn geleidelijk naar elkaar toe gegroeid en vormen een agglomeratie waarvan de bebouwingsdichtheid sterk uiteenloopt (bij voorbeeld: Rotterdam, Eindhoven, Berlijn). Bij de ontwikkeling van een veelkernenstad is het mogelijk om het centrale deel zoveel mogelijk onbebouwd te laten en te bestemmen als natuurgebied met recreatief gebruik. Ter vergroting van de overlevingskansen van soorten die gevoelig zijn voor versnippering van hun leefgebied, zou een dergelijk gebied opgenomen kunnen worden in een regionale ecologische hoofdstructuur.

Bovengenoemde typen verschillen sterk in de wijze waarop het openbaar groen (bos, struweel, grasland en water) ruimtelijk is gerangschikt (Van Maren & De Zeeuw 1990). Dit heeft gevolgen voor de lokale biodiversiteit. Bij sterke verkleining en isolatie van leefgebieden zou de uitsterfkans van lokale populaties niet alleen kunnen worden verkleind door demografische toevalsprocessen, maar ook door genetische erosie, waardoor de populatie zich minder goed kan aanpassen aan verandering van lokale omstandigheden. De effecten van versnippering van het stedelijk groen zijn echter sterk soortafhankelijk en worden vooral bepaald door de hoeveelheid en de ruimtelijke rangschikking van het leefgebied van een soort, alsmede van de weerstand van het tussengelegen gebied voor de verbreiding van de soort.

Een stad bezit talrijke barrières die verbreiding richting centrum bemoeilijken of onmogelijk maken. Dit geldt vooral voor soorten die zich kruipend of lopend verplaatsen, maar ook vliegende soorten kunnen potentiële leefgebieden in de stad vaak moeilijk bereiken vanuit een brongebied in de omgeving. Alvorens na te gaan welke maatregelen het meest effectief zijn in een bepaalde situatie ter handhaving van de biodiversiteit, is het zinvol na te gaan in hoeverre gebruik gemaakt kan worden van resultaten van onderzoek naar het duurzaam voortbestaan van planten- en diersoorten in de stad.



Figuur 1
Ruimtelijke stadsmodellen.
grijs = bebouwing
lijn = hoofdverkeersweg

3. Stedelijk milieu

Het stedelijk milieu bezit een aantal kenmerkende eigenschappen die van invloed zijn op de biodiversiteit van de stad. Hieronder zullen een aantal van deze eigenschappen kort worden besproken.

3.1 Abiotische kenmerken

In ons vlakke land is een stad op te vatten als een soort *rotseiland*. Gebouwen waar voldoende holen, spleten en schuilhoeken aanwezig zijn kunnen door rotsbewonende vogels en vleermuizen worden gebruikt om te schuilen, zich voort te planten of te overwinteren. Oude muren zijn te beschouwen als rotswanden; vooral muren die met kalkrijke specie zijn gemetseld bieden een geschikt milieu voor enkele soorten muurplanten en kalkminnende slakjes. Verder voegen kelders aan de stad een soort grottenmilieu toe, dat constant koel en vochtig is.

Een deel van de oppervlakte van een stad is bedekt door stenen en tegels, die warmte lang kunnen vasthouden. Hiervan kunnen warmteminnende diersoorten, zoals insecten, profiteren. Zowel steen als asfalt kunnen de stralingswarmte van de zon lang vasthouden en 's avonds geleidelijk aan de lucht afgeven. Weliswaar schijnt de zon in de stad minder vaak en minder fel als gevolg van luchtverontreiniging, maar desondanks heeft de stad een hogere gemiddelde temperatuur dan zijn omgeving (Hough 1984; Farjon et al. 1987; Kuttler 1993): een stad is dus tevens op te vatten als een *warmte-eiland*. Door de warmte-uitstraling van gebouwen vriest het in de stad 's winters minder hard en minder langdurig dan in het buitengebied. Bovendien waait het er minder hard (Kuttler 1993). Het water bevriest er dan ook minder snel in de stad dan erbuiten, mede door koelwaterlozing en vriespuntsdaling door waterverontreiniging.

Het sterk versteende bodemoppervlak heeft verder tot gevolg dat de lucht en bodem in de stad droger zijn dan erbuiten (Blume 1993), ondanks het feit dat het er vaker regent (Kuttler 1993). De stad is dus ook een *droogte-eiland*. De grondwaterstand is er dan ook lager dan in de omgeving. Door aanvoer van allerlei *grondsoorten* en materialen (zand, leem, grind, puin, beton- en cementbrokken, asfaltresten en hoogovenslakken) is de bodem van de stad doorgaans erg gevarieerd van samenstelling (Farjon et al. 1987; Blume 1993). Het effect hiervan op de biodiversiteit van de stad wordt echter voor een groot deel tenietgedaan door *verontreiniging* van de bodem met zware metalen, bestrijdingsmiddelen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen, dioxinen, olie, benzine en afvalresten van de chemische en farmaceutische industrie (Frankie & Ehler 1978; Douglas 1983; Blume 1993). In bermten komt daar nog vaak strooizout bij. Verder treden er soms plaatselijk lekken op in gasleidingen. Over grote oppervlakten is de stadsbodem bovendien sterk verdicht en mede daardoor zuurstofarm. *Bodemverdichting* treedt ook op in parken en sportvelden waar veel gelopen wordt; na een regenbui ontstaan hier al gauw plassen. De stadsbodem is verder over het algemeen *voedselrijk*, mede door toevoer van (honden)mest, compost en afval. Ook het water van grachten,

sloten en vijvers wordt voortdurend verrijkt met nutriënten, zoals stikstof en fosfor, waardoor de groei van algen en blauwwieren wordt gestimuleerd (Douglas 1983). Door afbraak van deze organische verbindingen kunnen zuurstoftekorten optreden met grote gevolgen voor het leven in het water (Spirn 1984). Huishoudelijk en industrieel afvalwater wordt tegenwoordig echter veelal gezuiverd, waardoor het aantal soorten weer kan toenemen (Hough 1984; Schuhmacher 1993). De zuivering kan ten dele biologisch plaatsvinden, indien aan een aantal inrichtingsvoorwaarden wordt voldaan (Hough 1984; Duel & Saris 1986; Tjallingii 1993, 1995).

Ten slotte is de stad voor nachttactieve dieren ook een *lichteiland*. Hoewel sommige dieren van het licht kunnen profiteren bij het zoeken naar voedsel, heeft verlichting over het algemeen een verarmend effect op de fauna (De Molenaar et al. 1997).

3.2 Biotische kenmerken

Een stabiele stedelijke groenstructuur kan een belangrijke bijdrage leveren aan de inperking van de invloed van schadelijke stoffen en de verbetering van het stedelijk leefklimaat. Voor zover de bodem gezond is, bezit het een belangrijk zuiverend vermogen: behalve organische stoffen, kunnen ook onnatuurlijke materialen worden afgebroken, zoals bepaalde ontsmettings- en bestrijdingsmiddelen (Eijsackers 1984). Bovendien kan het stadsgroen regenwater opvangen. De betekenis van bomen en struiken voor de verbetering van het stedelijk leefklimaat mag niet worden onderschat: ze produceren zuurstof, filteren de lucht, verhogen de luchtvochtigheid en zorgen op hete dagen voor enige verkoeling (Bernatzky 1978, Douglas 1983). Ook grote wateroppervlakten dragen bij aan verkoeling en verhoging van de luchtvochtigheid. Het stedelijk groen levert ook een positieve bijdrage aan het uiterlijk en de soortenrijkdom van de stad en verhoogt daarmee haar aantrekkelijkheid als woonplaats (Ministerie van CRM 1982). De soortenrijkdom zal in het algemeen groter zijn naarmate er meer biotooptypen voorkomen: (park)bossen, struwelen, begroeiingen met ruigtekruiden, graslanden, moerassen, rivieren, beken, plassen en vijvers. De variatie is doorgaans het grootst aan de rand van de stad: naast een aantal van bovengenoemde biotopen komen hier veel typen grondgebruik voor, zoals akkers, kwekerijen, volkstuinten, braakliggende terreinen, recreatiegebieden, ontgrondingen en industrieterreinen. De soortenrijkdom kan hier dan ook opmerkelijk hoog zijn (Haeseler 1972; Owen & Owen 1975; Czechowski 1981a; Górska 1981; Niedbała et al. 1982; Klausnitzer 1987; Koster 1988; Natuurbeschermingsraad 1993).

4. BIODIVERSITEIT VAN DE STAD

4.1 Biodiversiteit

Vegetaties die deel uitmaken van stadsparken wijken in de regel sterk af van potentiële natuurlijke vegetaties. Veel plantensoorten zijn aangeplant, uitgezaaid of op andere wijze door mensen verbreid. Ruim de helft van de soorten hogere planten die in de centra van steden voorkomen zijn al of niet opzettelijk door de mens *aangevoerd* (Sukopp 1990, Jackowiak 1994). Een deel van deze soorten blijkt zich echter niet langer dan enkele jaren te kunnen handhaven; ze kunnen dan ook verder buiten beschouwing blijven. Van de soorten die zich hier blijvend hebben gevestigd, komt een deel al sinds onheuglijke tijd in ons land voor. Deze archeofyten, zoals klaprozen, worden inmiddels als inheems beschouwd. Soorten die zich betrekkelijk recent hebben gevestigd worden daarentegen niet als inheems beschouwd. Voor deze neofyten behoeven geen maatregelen te worden genomen om ze te behouden. In Amsterdam gaat het om ca. 20% van het aantal hogere plantensoorten die er zijn gevonden (Denters et al. 1994). Ook de fauna is sterk door de mens beïnvloed, niet alleen door de introductie van huisdieren en meegevoerde parasieten, maar vooral door ongewervelde diersoorten die met allerlei geïmporteerde goederen zijn meegekomen. Hieronder bevinden zich nogal wat soorten die oorspronkelijk alleen in (sub)tropische gebieden voorkwamen, maar thans over de gehele wereld zijn verspreid. In ons klimaat kunnen ze alleen de winter doorkomen door gebruik te maken van verwarmde woningen, opslagplaatsen en kassen. Tot deze categorie behoren soorten van uiteenlopende groepen, zoals Huisstofmijt (*Dermatophagoides pteronyssinus*), Hondeteek (*Rhipicephalus sanguineus*), Wandluis (*Cimex lectularius*), Zilvervisje (*Lepisma saccharina*), Oosterse kakkerlak (*Blatta orientalis*), Klerenmot (*Tineola bisselliella*), Rijstklander (*Stitophylus oryzae*), Faraomier (*Monomorium pharaonis*), Huisvlieg (*Musca domestica*) en Huiskrekkel (*Acheta domestica*).

Bij het streven naar een hoge stedelijke biodiversiteit gaat het niet om het behoud van deze al of niet opzettelijk geïntroduceerde soorten, maar om het behoud en de verbetering van de leefomstandigheden van streekeigen soorten en van soorten die zich zonder hulp van de mens hebben gevestigd en zich sindsdien aan het leven in de stad hebben aangepast. Maximalisatie van de stedelijke biodiversiteit betekent dus streven naar een grote variatie aan stadsbiotopen in een zodanig ruimtelijke verhouding dat zoveel mogelijk populaties van inheemse soorten met uiteenlopende functies er zich langdurig kunnen handhaven.

Het voorgaande leidt tot de vraag welke ruimtelijke verhouding van stadsbiotopen het beste aan dit streven tegemoetkomt. Zou de gewenste biotoopvariatie het beste tot stand kunnen worden gebracht in een enkel groot stadspark of in een aantal verspreid liggende parken? Bij gelijke totale oppervlakte zou laatstgenoemde optie meer soorten opleveren, althans indien alle soorten die in de regio voorkomen een gelijke kolonisatiekansen bezitten (Simberloff & Abele 1982). Dit is echter niet het geval.

Een park is soortenrijker
naarmate er meer biotooptypen
in voorkomen
(Zoetermeer)
foto: Bram Mabelis



Bij toenemende fragmentatie van het groen zullen soorten die over een slecht verspreidingsvermogen beschikken sterk worden benadeeld, evenals soorten die een groot leefgebied nodig hebben en/of hoge eisen stellen aan hun milieu. Een enkel groot reservaat blijkt in de praktijk weliswaar vaak minder soorten te herbergen dan een aantal kleinere reservaatjes van gelijke totale oppervlakte (Higgs & Usher 1980; Simberloff & Abele 1982; Dickman 1987), maar de kans op voorkomen van kritische en kwetsbare soorten is er wel veel groter. Kleine reservaten bevatten relatief veel algemene, eurytope soorten met een goed verspreidingsvermogen. Dit geldt in nog sterkere mate voor een situatie waar biotopen sterk onder invloed staan van schadelijke invloeden van buiten, zoals dat met stadsbiotopen vaak het geval is. Soortenrijkdom lijkt me dan ook geen goed criterium om biodiversiteit aan af te meten. Het streven naar een zo hoog mogelijke stedelijke biodiversiteit komt vooral voort uit de wens om de stad leefbaar te houden (Kelcey 1978; Trojan 1981a; Goode 1989; Husslage 1996). Voor een beoordeling van de biodiversiteit van een stad zouden we dan ook niet het totaal aantal inheemse soorten van die stad als maatstaf moeten nemen, maar zouden we beter kunnen nagaan welke kritische soorten er voorkomen die gevoelig zijn voor kwaliteitsveranderingen van hun milieu en of de soorten die gevoelig zijn voor versnippering van hun leefgebied er zich langdurig zouden kunnen handhaven. De overlevingskans van de laatste categorie van soorten hangt in sterke mate af van de grootte, de ligging en de kwaliteit van hun leefgebieden.

De overlevingskans van soorten
in een geïsoleerd stadsbiotop
is zeer verschillend
(Amstelveen)
foto: Bram Mabelis



Een indicatie van de natuurkwaliteit van een enkel stadsbiotoop kan worden verkregen door de samenstelling van flora en fauna te beoordelen op natuurlijkheid en volledigheid voor wat betreft het te verwachten aantal soorten en functionele groepen dat er voorkomt. Door de samenstelling te vergelijken met eenzelfde soort biotooptype buiten de stad, krijgen we reeds een indruk van zijn natuurkwaliteit. De natuurkwaliteit kan als hoger worden aangemerkt naarmate er meer kritische soorten voorkomen.

Vanaf de stadsrand tot het centrum komt het groen doorgaans meer versnipperd voor: tuinen en parken zijn meestal kleiner en liggen meer geïsoleerd tussen de bebouwing. Bovendien wordt de habitatkwaliteit door allerlei stedelijke activiteiten beïnvloed. Voor veel soorten neemt de habitatkwaliteit richting stadscentrum af door toenemende vervuiling, verstoring, betreding en bemesting. Dit heeft gevolgen voor het aantal soorten dat er voorkomt. In de volgende paragrafen zal de invloed van bovengenoemde factoren worden besproken.

4.2. Milieufactoren

De biodiversiteit van een stad wordt zowel bepaald door de grootte en de ligging van de verschillende biotopen, als door hun kwaliteit. Een biotoop van slechte kwaliteit bevat weinig leefgebied (habitat) voor soorten. De kwaliteit van een biotoop wordt zowel bepaald door abiotische milieufactoren (bodem, water, klimaat), als door biotische factoren (o.a. de mens). Het stedelijk milieu wijkt in een aantal opzichten af van dat van de omgeving van de stad. Een aantal van deze stedelijke milieufactoren zullen hieronder worden besproken voor zover ze invloed hebben op de flora en de fauna van de stad.

De relatief *hoge temperatuur* van de stad biedt een gunstig klimaat voor warmteminnende soorten. Zo zou het Kruiptje (*Hordeum murinum*), een algemene grassoort van droge wegbermen, in gematigde streken het beste gedijen op droge, ruderaal plekken in de stad (Davison 1977; Gilbert 1989; Wittig 1993). Verscheidene warmteminnende soorten, die in ons land de noordgrens van hun areaal bereiken, hebben hun verspreidingsgebied via steden als stapsteen verder naar het noorden kunnen uitbreiden (Sukopp & Wurzel 1995). In het noorden van ons land komt het warmteminnende kruid IJzerhard (*Verbena officinalis*) dan ook vrijwel uitsluitend in steden voor (Denters et al. 1994). Ook het Straatliefdegras (*Eragrostis pilosa*), oorspronkelijk afkomstig uit warmtematigde streken, heeft zijn areaal de laatste jaren via steden uitgebreid (Denters et al. 1994). In een aantal Duitse steden bleek het aandeel plantensoorten met een hoge indicatiewaarde voor temperatuur dan ook groter in de bebouwde kom dan erbuiten (Wittig & Durwen 1982). Vooral van de insecten zijn nogal wat soorten bekend die voornamelijk in steden voorkomen, althans in landstreken waar ze de noordgrens van hun areaal bereiken. Voorbeelden zijn enkele soorten graafwespen (Whiteley 1994: 216), boktorren (Burakowski & Nowakowski 1981), kortschildkevers, vuurvliegljes (Klausnitzer 1989) en springstaarten (Sterzyńska 1982; Sterzyńska & Kuznetsova 1997). Op vogels heeft het warmere stadsklimaat een gunstige invloed op de reproductie: minder sterfte in de winter en meer broedsels per jaar (Klausnitzer 1989). Verder profiteren watervogels van het feit dat het water in de stad minder snel befrist dan in het buitengebied. Voor sommige insectensoorten kan een snellere ontwikkeling echter ongunstig uitpakken: een planteneter kan daardoor bij voorbeeld de aansluiting missen op de ontwikkeling van de waardplant en een parasiet kan de aansluiting missen op de ontwikkeling van de gastheer (Garbarczyk 1982).

Veel soorten kunnen niet of minder goed in de stad gedijen doordat de lucht en bodem er relatief *droog* is. Over het algemeen is het aandeel vochtminnende diersoorten in de stad dan ook kleiner dan in het buitengebied (Bańkowska 1981a; Pisarski & Kulesza 1982; Chudzicka & Skibińska 1994). Zo bleek het aandeel vochtminnende plantensoorten lager te zijn binnen de bebouwde kom van een aantal Duitse steden dan

erbuiten, terwijl het aandeel droogtetolerante soorten er groter was (Wittig & Durwen 1982). Een dergelijke verschuiving van hygrofiele naar droogtetolerante soorten is in Warschau onder andere vastgesteld bij wormen (*Enchytraeidae*, Kasprzak 1986), spinnen (Klausnitzer 1987), springstaarten (Sterzyńska 1982, 1987), hooiwagens (Czechowski et al. 1981), loopkevers (Czechowski 1981a, 1982), lieveheersbeestjes (Czechowska & Bielawski 1981), vliegen (Górska 1981), schorpioenvliegen (Czechowska 1982), mieren (Pisarski & Czechowski 1978; Pisarski 1982b) en enkele sluipwespfamilies (Garbarczyk 1982). Xerofiele soorten van droge open gebieden, die grotendeels oligotoop zijn, blijken daarentegen betrekkelijk weinig in de stad (Warschau) voor te komen (Pisarski & Kulesza 1982).

Voor veel soorten is er volop *voedsel* in de stad te vinden. Een hoge dichtheid van bepaalde soorten zoogdieren en vogels is hiervan het gevolg (Lancaster & Rees 1979; Luniak 1980; Douglas 1983; Spirn 1984; Sukopp 1990). Vooral 's winters trekt de stad veel vogels aan, maar ook 's zomers valt er veel in de stad te halen, vooral voor afvalzaad- en vruchteneters. In de stad komen dan ook relatief veel alleseters voor, zoals Ekster, Spreeuw en Huismuis, terwijl ook het aandeel graaneters, zoals de Huismus, groter is dan buiten de stad (Mulsow 1980). Een aantal soorten, zoals de Stadsduif, heeft zijn menu aan het leven in de stad aangepast en heeft zich van graan- tot alleseter ontwikkeld (Klausnitzer 1989). Hiervan profiteren roofvogels als Torenavalk en Sperwer, die in de stad relatief meer vogels buit maken dan in het buitengebied (Klausnitzer 1989). De combinatie van een relatief warm (micro)klimaat en de aanwezigheid van veel voedsel maakt de stad vooral aantrekkelijk voor veel soorten insecten (Frankie & Ehler 1978). Vele van hen komen zelfs bij voorkeur in stedelijke gebieden voor; ze staan bekend als synanthroop (Tischler 1973). Verscheidene soorten aaskevers (Klausnitzer 1989) en aasetende vleesvliegsoorten (*Calliphoridae*; Trojan et al. 1982) behoren tot deze categorie. Organisch afval en mest verhogen de voedselrijkdom van de bodem. Bepaalde plantensoorten van voedselrijke bodems gaan hierdoor domineren ten koste van soorten van voedselarme bodem. Dit heeft tot gevolg dat veel insectensoorten die aan voedselarme vegetaties gebonden zijn, verdwijnen, terwijl soorten van voedselrijke vegetaties gaan domineren. Soorten die van *mest* leven profiteren van de grote hoeveelheden hondenmest in een stad (Disney 1972; Frankie & Ehler 1978; Górska 1979; Draber-Moňko 1981a, c; Spirn 1984), zoals de Strontvliegen, waarvan de larven zich in mest ontwikkelen. De mestvlieg *Scatophaga stercoraria* kan plaatselijk dan ook zeer talrijk zijn (Draber-Moňko 1981a). Bij veel diergroepen neemt het aantal synanthrope soorten richting stadscentrum toe, zoals onder andere is vastgesteld bij strontvliegen, muggen, pissebedden, miljoenpoten, en spinnen (resp. Górska 1981; Wegner 1982; Jędryczkowski 1981; Krzyżanowska et al. 1981). De meeste regenwormen die in het centrum voorkomen zijn eveneens synanthroop. Een enkele soort heeft zich aangepast aan droge stadsbodems (Pilipiuk 1981). Regenwormen zijn, evenals de meeste synanthrope soorten, geografisch sterk verspreid. Dit geldt ook voor een verwante wormenfamilie, de *Enchytraeidae*: ze komen algemeen in het noordelijk deel van de gematigde zone voor en zijn goed aangepast aan veranderende milieumomstandigheden. In de stadsparken van Warschau zijn zelfs meer soorten van deze familie gevonden dan in de omgeving van de stad (Kasprzak 1981, 1986).

In de stad is plantaardig en dierlijk *afval* voor veel soorten gemakkelijk bereikbaar, vooral in de buitenwijken. Veel diersoorten worden hierdoor aangetrokken (Spirn 1984). Het aandeel soorten dat van organisch afval leeft, is er dan ook opvallend groot (Trojan et al. 1982, Bańkowska et al. 1985). Zo komt de Huisvlieg (*Musca domestica*), die haar eieren in rottend organisch materiaal of mest legt, zeer talrijk in de bebouwde omgeving voor. Verder komen saprofage glanskevers (*Nitidulae*) in grotere dichtheden in de stad Leipzig voor, dan erbuiten (Klausnitzer & Richter 1984) en zijn bodemmijten sterker vertegenwoordigd in de buitenwijken van Warschau dan in de omgeving van de stad (Niedbała et al. 1982). Het aantal soorten neemt richting centrum sterk af, vooral bij de groep *Oribatida* (Niedbała 1982). Ook het aantal soorten pissebedden neemt

richting centrum af. De soorten die zich in het centrum kunnen handhaven komen hier vaak in grote dichtheden voor (Klausnitzer 1987); ze staan bekend als synantroop en zijn geografisch sterk verspreid (Jędryczkowski 1981). Dit geldt ook voor de miljeopoten van het stadscentrum (Jędryczkowski 1982).

Richting stadscentrum wordt de invloed van *verontreiniging* over het algemeen sterker. Dit kan onder andere worden afgelezen aan het al of niet voorkomen van goed verbredende soorten, die gevoelig zijn voor een bepaalde verandering van milieukwaliteit. Zo heeft verontreiniging van de lucht met SO₂ in veel Europese steden geleid tot een sterke afname van op bomen levende korstmossen (Van Dam et al. 1986; Gilbert 1989; Sukopp & Werner 1983). Sinds de SO₂ concentratie van de lucht in ons land sterk is gedaald, is het aantal soorten weer toegenomen. In de Nederlandse steden domineren thans zuur- en stikstoftolerante korstmossen (Siebel et al. 1992). Luchtverontreiniging heeft ook een negatieve invloed op de vitaliteit van bomen, zowel direct door blootstelling aan deze stoffen, als indirect doordat toxische stoffen (o.a. zware metalen) in oplossing kunnen gaan (Eijsackers 1984). Afname van de vitaliteit van bomen blijkt nogal eens te leiden tot een toename van plantenzuigende insecten, zoals cicadeachtigen (Chudzicka et al. 1979; Chudzicka 1986a, b) en plantenluizen (Frankie & Ehler 1978; Pisarski & Czechowski 1978, Braun et al. 1981, Klausnitzer & Richter 1984, Klausnitzer 1987). Als gevolg hiervan komen lieveheersbeestjes (*Coccinellidae*), die van bladluizen leven, in grotere dichtheden in de stad Leipzig voor dan erbuiten (Klausnitzer 1986). Daarentegen komen bladwetende insecten, zoals rupsen, kevers en bladwespen, soms in opvallend lage dichtheden in de stad voor (Pisarski & Trojan 1976; Chudzicka & Skibińska 1994). De effecten van zure depositie op de bodemfauna zal naar verwachting het sterkst zijn in gebieden met een matig zure, kalkarme bodem, waar bovendien het gehalte aan organische stof laag is (Eijsackers 1984). Toenemende bodemverzuring houdt tevens een risico in dat er zware metalen vrijkomen die door planten en dieren kunnen worden opgenomen. Dit kan leiden tot een sterke afname van regenwormen en bepaalde bodemarthropoden, zoals springstaarten en kniptorren (Denneman et al. 1986; Sterzyńska 1987, Nowakowski 1986).

Betreding kan eveneens de kwaliteit van de bodem bedinvloeden. Bij sterke betreding wordt de bodem zo sterk verdicht dat veel soorten verdwijnen, zoals onder andere is geconstateerd bij microarthropoden en huisjesslakken (resp. Garay & Nataf 1982; Butot 1983). Voor zover mensen (of honden!) buiten de paden lopen, kunnen ook storingsgevoelige vogelsoorten verdwijnen, zoals bodem- en struikbroeders (Luniak 1983). Verder zouden vogelsoorten met een betrekkelijk zachte zang hinder kunnen ondervinden van *verkeerslawaaï*, zoals onder andere voor de Fitis is aangetoond (Reijnen & Thissen 1987; Reijnen & Foppen 1994). Het zou ook kunnen gelden voor Geelgors en Tortelduif, die, evenals de Fitis, het drukke centrum van de stad lijken te mijden (Luniak 1981, 1983; Maréchal & Veenhuizen 1997). De meeste broedvogels van de stad lijken echter geen last te hebben van verkeerslawaaï: de broedvogelbevolking veranderde nauwelijks van samenstelling over een afstand van 1-400 m van een drukke verkeersweg in Warschau. Zowel het aantal broedvogelsoorten per oppervlakte-eenheid als de totale dichtheid van broedvogels verschilde niet significant over die afstand (Luniak 1981: 362).

Kunstmatige verlichting kan eveneens een negatief effect hebben, afhankelijk van de locatie en de sterkte van de lichtbron. Nachtverlichting kan niet alleen desoriënterend werken (bij voorbeeld op nachtvlinders en trekkende amfibieën), maar kan ook het foerageren van sommige soorten bemoeilijken (bijvoorbeeld van uilen). Bovendien kan het risico toenemen te worden doodgereden (uilen, amfibieën) of te worden buitgemaakt (nachtvlinders). Lokale populaties zouden hierdoor kunnen uitsterven (De Molenaar et al. 1997).

De kwaliteit van een biotoop hangt mede af van de wijze waarop het wordt gebruikt en beheerd. Door intensieve *onderhoudsmaatregelen*, zoals frequent maaien, kunnen leefgebieden van soorten verdwijnen. Afname van het aantal leefgebieden van die soorten houdt in dat de afstand tussen de resterende habitatplekken toeneemt. Vooral soorten met een slecht verspreidingsvermogen zijn hiervan de dupe: ook na herstel van het leefgebied zal rekolonisatie voor hen moeilijker zijn dan ervoor. Door het verdwijnen van lokale populaties van kwetsbare soorten krijgen minder storingsgevoelige soorten een kans er zich te vestigen (Trepl 1994; Kornaś 1982). Verstoringen kunnen belangrijke verschuivingen in de soortensamenstelling teweegbrengen (Klausnitzer 1987). Goede verbreiders zijn hierbij in het voordeel: ze kunnen snel inspelen op veranderingen in de ruimtelijke verdeling van habitat. Richting stadscentrum neemt het aandeel goed verspreidende soorten dan ook toe. Vaak beschikken deze soorten over eigenschappen die een snelle bezetting van beschikbaar leefgebied mogelijk maken, zoals een groot reproductievermogen, een kleine lichaams- (of zaad-)grootte en een kortere levensduur (Cousins 1982; Sukopp & Werner 1983; Klausnitzer 1987; Chudzicka & Skibińska 1994). Het aandeel soorten dat een dergelijke 'r-strategie' volgt is in de stad dan ook groter dan erbuiten (Klausnitzer 1987; Trepl 1994), terwijl het aandeel soorten van stabiele milieus ('K-strategen') er veel kleiner is. Eurytope soorten, die niet kritisch zijn ten opzichte van hun leefgebied en vaak geografisch sterk zijn verspreid, kunnen in de stad goed gedijen, terwijl stenotope soorten, die kritisch zijn ten opzichte van hun leefgebied en voedselspecialisten, zoals monofage predatoren en parasieten, er zich moeilijk of niet meer kunnen handhaven (Kubicka 1981; Wąsowska 1981; Czechowski et al. 1981; Bańkowska 1981c, d; Draber-Mońko 1981e; Skibińska 1982a, Sawoniewicz 1982; Winiarska 1982; Trojan 1994). Als gevolg hiervan verschuift het soortenspectrum in de richting van minder soorten en meer individuen per soort (Trojan et al. 1982; Chudzicka & Skibińska 1994).

4.3 Grootte en bereikbaarheid van habitat

Aan de rand van een stad komen doorgaans meer soorten voor dan binnen de bebouwde kom. Het aantal soorten neemt bij vrijwel alle groepen planten en dieren naar het centrum toe af, zoals blijkt uit inventarisaties die in verscheidene steden zijn uitgevoerd, zoals Warschau (o.a. Pisarski 1982a), Leipzig (Klausnitzer 1983a, 1983b, 1987), Wenen (Schweiger 1962, Kühnelt 1982), Graz (Gepp 1975), Jena (Haeseler 1982), Saarbrücken (Ellenberg 1982), Berlijn (Sukopp 1990) en Londen (Davis 1978, 1979, 1982). Afname van het aantal soorten richting centrum is grotendeels toe te schrijven aan de toenemende dichtheid van het weggennet en de bebouwing. Hierdoor worden de leefgebieden van de meeste soorten kleiner en moeilijker bereikbaar.

4.3.1 Habitatgrootte

Verkleining van het leefgebied van een diersoort houdt meestal in dat het aantal voortplantingsplekken en de hoeveelheid beschikbaar voedsel afneemt. Dit heeft allereerst consequenties voor soorten die kieskeurig zijn met betrekking tot de plaats waar ze zich voortplanten en voor soorten die een groot foerageergebied nodig hebben. Zo heeft de bosuil niet alleen een geschikte (boom)holte nodig om te nestelen, maar ook een groot foerageergebied. Een enkel broedpaar heeft een broedterritorium nodig van 20-40 ha, afhankelijk van de hoeveelheid beschikbaar voedsel (Mooij 1982). Naar verwachting kan een vogelpopulatie zich echter alleen langdurig in een gebied handhaven als het aantal broedparen minimaal 20 bedraagt (Kalkhoven et al. 1995; Verboom et al. 1997). Dit betekent dat een duurzame bosuilpopulatie minstens 400-800 ha tot zijn beschikking zou moeten hebben. In een stad kan dit niet als aaneengesloten gebied worden gerealiseerd. In de praktijk hebben we te maken met een netwerk van leefgebieden. Voor een duurzame populatie zou de oppervlakte van zo'n versnipperd leefgebied naar verwachting 6x groter moeten zijn dan in het geval het leefgebied aaneengesloten zou zijn (Verboom et al. 1997). Volgens Mooij (1982) zouden de habi-

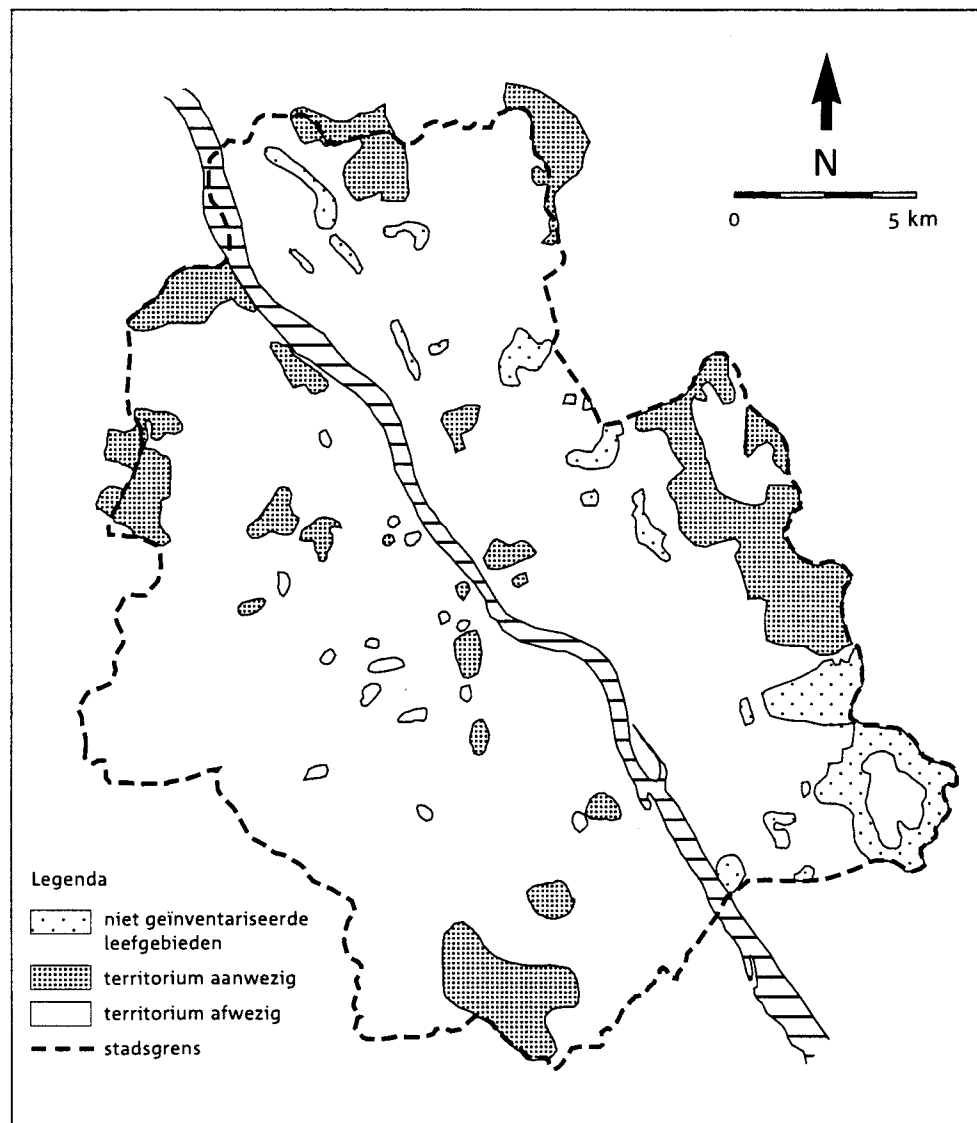
tatplekken niet verder dan 15 km uit elkaar mogen liggen om een regelmatige uitwisseling van individuen binnen de metapopulatie mogelijk te maken. Voor het buitengebied is deze afstand wellicht wat te krap geschat, aangezien jonge bosuilen zich vaak over afstanden van 50 km verplaatsen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980), maar voor het stedelijk gebied lijkt de afstand van 15 km eerder te groot voor een regelmatige uitwisseling van individuen. Het voorgaande betekent in ieder geval dat een stedelijke bosuilpopulatie alleen langdurig kan voortbestaan zolang immigratie vanuit het buitengebied mogelijk is.

Verkleining van het leefgebied van een soort heeft in het algemeen tot gevolg dat de lokale populatie kleiner wordt, waardoor de uitsterfkans toeneemt (Levins 1970). Dit geldt vooral voor territoriale soorten, omdat die zich beter over de beschikbare oppervlakte verdelen. Bij kleine aantallen wordt de lokale populatie kwetsbaar voor tijdelijk ongunstige milieuomstandigheden (milieustochasticiteit) en voor toevallige variatie in geboorte, sterfte en migratie (demografische stochasticiteit). Verder zou er verlies van genetische informatie kunnen optreden, waardoor de uitsterfkans nog groter wordt (Van Delden 1984; Hitchings & Beebee 1997). De kans op voorkomen van een soort in een bepaald leefgebied zal dan ook in het algemeen groter zijn naarmate het leefgebied groter is. In het geval van de bosuil blijkt uit de gegevens van Jabłonski (1991) dat de kans op voorkomen van de bosuil in een stadspark positief is gecorreleerd met de oppervlakte van het bos (fig. 2; Wilcoxon: $P < 0.01$).

Een verband tussen de grootte van een leefgebied en de kans op aanwezigheid van een soort is aangetoond voor soorten van uiteenlopende groepen, zij het vrijwel uitsluitend voor het landelijk gebied: planten (Grashof-Bokdam 1997), vogels (Opdam et al. 1985; Opdam 1991; Verboom et al. 1991), zoogdieren (Van Apeldoorn 1989; Van Apeldoorn et al. 1994), amfibieën (Vos & Stumpel 1996) en verscheidene groepen invertebraten, waaronder dagvlinders (Harrison 1991; Thomas et al. 1992; Hanski et al. 1995), loopkevers (De Vries & Den Boer 1990), sprinkhanen (Kindvall & Ahlen 1992; Mabelis & Mekenkamp 1996), bosmieren (Mabelis 1994), spinnen (Toft & Schoener 1983; Schoener & Spiller 1987) en slakken (Bronmark 1985; Bahl et al. 1996). Een dergelijk verband is echter niet voor alle soorten te verwachten: voor gespecialiseerde soorten zal de kans op voorkomen binnen een habitatplek niet zozeer bepaald worden door de oppervlakte van de plek, maar veeleer door het aantal en de dichtheid van de waardplant of de gastheer.

Verkleining van het leefgebied van een soort heeft tevens tot gevolg dat de oppervlakte/omtrekverhouding afneemt, waardoor het randeffect groter wordt. Voor stenotope soorten betekent dit dat de kwaliteit van een deel van het leefgebied achteruitgaat door schadelijke invloeden van buiten. Bij sterke verkleining van een groenelement kan het leefgebied van een stenotope soort in zijn geheel verdwijnen. Zo zou een bosje geheel ongeschikt worden als leefgebied voor bosloopkevers als de dwarsdoorsnede minder wordt dan 80 m (Mader 1980; Mader & Mühlenberg 1980). Het gaat hier vooral om een negatieve beïnvloeding van het microklimaat van het bosrestant voor stenotope bosloopkevers, maar in de stad kunnen ook andere invloeden een belangrijke rol spelen, zoals verontreiniging, bemesting (door honden) en verstoring. In het algemeen zullen randeffecten een groter negatief effect hebben op de overlevingskans van stenotope soorten, naarmate de habitat van die soorten meer versnipperd is (Angold 1997).

Figuur 2
 Verspreiding bosuilterritoria in
 Warschau (periode 1980-84).
 (naar: Jablonski 1991)
 Geinventariseerde leefgebieden
 zijn omlind.



Voor eurytope soorten zouden randeffecten soms ook een gunstig effect kunnen hebben, althans voor zover de heterogeniteit van het leefgebied erdoor toeneemt. Toename van habitat heterogeniteit betekent immers dat het uitsterfrisico van de lokale populatie beter in de ruimte kan worden gespreid (Den Boer 1968). In het algemeen zal verkleining van een biotoop (bos, struweel, grasland, moeras, water) tot gevolg hebben dat het aantal stenotope soorten dat aan dat biotoop is gebonden geleidelijk zal afnemen, terwijl het aantal eurytope soorten zal gaan domineren. Te verwachten is dat de soortensamenstelling geleidelijk zal verschuiven in de richting van meer algemene soorten, zoals dat in Warschau is geconstateerd bij loopkevers (Mader 1980; Czechowski 1981a), bladsprietkevers (Kubicka 1981), bladhaantjes (Wąsowska 1981, 1986), nachtvlinders (Wegner 1982), bijen (Barnaszak 1982), wespen (Skibińska 1978, 1982b, 1986b), graafwespen (Skibińska 1982c, 1986ac), sluipwespen (Sawoniewicz 1982, 1986), mieren (Pisarski 1982b), vliegen (Bańkowska 1981a, b, c, d; Draber-Mońko 1981a,c,d; Durska 1981; Trojan 1981b), muggen (Wegner 1982) en hooiwagens (Czechowski 1981b).

Welk deel van een biotoop geschikt is als leefgebied voor een soort valt in de praktijk echter vaak moeilijk te beoordelen door gebrek aan kennis over de randvoorwaarden die de soort aan zijn milieu stelt. Een bos is bij voorbeeld niet zonder meer geschikt als leefgebied voor alle bossoorten. Vooral bij ongewervelde bossoorten is dikwijls moeilijk vast te stellen of een (park)bos geschikt leefgebied bevat. Het gaat hier vaak om micro-habitats die pleksgewijs zijn verspreid. Zo zijn sommige bossoorten als larve afhankelijk van kwijnende of dode stammen van een bepaalde boomsoort, terwijl ze als

adult afhankelijk zijn van bloemplanten van open zonnige plekken (Mabelis 1983). Voor gewervelde diersoorten is het doorgaans veel eenvoudiger aan te geven of een bepaalde vegetatie geschikt is als leefgebied. Zo is voor de boomklever de aanwezigheid van oude bomen essentieel en voor een groundbroeder als de tijftjaf de aanwezigheid van een goed ontwikkelde kruidlaag. In het algemeen zal de kans op aanwezigheid van geschikt leefgebied toenemen naarmate het geprefereerde biotoop groter is van omvang. In Warschau vond Luniak (1983) dan ook een positief verband tussen de oppervlakte van een biotoop en het aantal soorten vogels dat er broedt, zowel voor open gebieden in de stad (1,5-35 ha), als voor volkstuincomplexen (3-24 ha) en parkbos (1,5-113 ha). Een soortgelijk verband vonden Renman en Mörtberg (1994) in Stockholm voor broedvogels van bos en struweel (8,5-3500 ha) en open water (0,9-80 ha).

Behalve de oppervlakte is ook de heterogeniteit van een gebied van invloed op zijn soortenrijkdom. Een gebied zal aan meer soorten leefmogelijkheden kunnen bieden naarmate er meer biotooptypen in voorkomen, zoals bos, struweel, grasland, moeras en water. Hiervan kunnen niet alleen soorten profiteren die aan die biotopen zijn gebonden, maar ook soorten die van een combinatie van biotopen afhankelijk zijn, bijvoorbeeld bos om te nestelen en grasland om te foerageren (Spreeuw, Zanglijster), grasland om zich voort te planten en de bosrand om te overwinteren (bij voorbeeld de snuitkever *Apion apricans*, Stein 1971), water voor de reproductie en bos om te overwinteren (kikkers en padden). Aangezien er in een park over het algemeen meer biotooptypen zullen voorkomen naarmate het groter is, zal de soortenrijkdom toenemen met de grootte van een park. Zo bleken er in Oxfordse parken significant meer soorten zoogdieren voor te komen naarmate het park groter was (Dickman 1987). Evenzo werd er een positief verband gevonden tussen de oppervlakte van een park en het aantal soorten amfibieën en reptielen dat er voorkwam (Dickman 1987). Verder vond Elvers (1982, in: Sukopp 1990) een positief verband tussen de grootte van een park in Berlijn en het aantal soorten vogels dat er broedde. In de grootste parken van Berlijn werd eveneens het grootste aantal soorten hogere planten gevonden (Horbert et al. 1982; Sukopp en Werner 1983). Het verband tussen de oppervlakte van een gebied en het aantal plantensoorten dat er voorkomt bleek significant positief, niet alleen bij parken (0,5-10 ha), maar ook bij spoorweg-emplacementen (0,5-50 ha) en gebieden met een ruderaal vegetatie (1-10 ha). Een positief verband tussen de oppervlakte van een braakliggend terrein het aantal plantensoorten dat er voorkomt werd ook gevonden in Toronto, Boston en Chicago (Davis & Glick 1978; Crowe 1979, resp.).

In grotere parken kunnen we ook meer ongewervelde diersoorten verwachten, zowel door toename van het aantal biotooptypen, als door toename van het aantal soorten voedselplanten van fytofage ongewervelden. De resultaten van het onderzoek naar het verband tussen de grootte van een park en het aantal soorten ongewervelden lijken echter nogal tegenstrijdig. Zo werd een positief verband gevonden tussen de oppervlakte van parken in Leipzig (1-30 ha) en het aantal soorten loopkevers en kortschildkevers dat er werd gevonden (Klausnitzer 1987) en eveneens een positief verband tussen de oppervlakte van parken in Cincinnati in de V.S. (0,5-2,5 ha) en het aantal soorten loopkevers en vliegen (Faeth & Kane 1978), maar er werd geen verband gevonden tussen de oppervlakte van braakliggende gebieden in Leipzig en het aantal soorten loopkevers, kortschildkevers, pissebedden en spinnen (Arndt & Pellmann 1996a, b) en ook niet tussen de oppervlakte bos (in Kiel en Göttingen) en het aantal soorten loopkevers, bladmineerders en galinsecten dat er werd gevonden (Schaefer 1982). Door groepen invertebraten met gelijksoortige functies bijeen te nemen vond Schaefer evenmin een positief verband tussen de oppervlakte van een "groenelement" en het aantal soorten van een bepaalde functionele groep, zoals predatoren (i.c. loopkevers, kortschildkevers en spinnen) en soorten die organische stof afbreken (i.c. pissebedden en miljoenpoten). Een positief verband tussen oppervlakte van een park en het aantal soorten ongewervelden dat er voorkomt is echter alleen te verwachten

als een groot aantal parken van zeer verschillende grootte gedurende het gehele seizoen wordt geïnventariseerd op alle soorten ongewervelden. Bovendien zal een voldoende aantal plekken binnen alle er voorkomende biotooptypen moeten worden geïnventariseerd. Zo'n grote inventarisatie-inspanning is uiteraard niet op te brengen, afgezien van de vraag of zoiets wel zinvol is. Genoemde inventarisaties voldoen in ieder geval lang niet aan bovengestelde voorwaarden: het aantal geïnventariseerde parken is te klein (i.c. 5-10), niet alle biotooptypen binnen een park zijn geïnventariseerd en inventarisaties van grasland en bos zijn soms op één hoop gegooid. Kortom, uit de resultaten van bovengenoemde inventarisaties kunnen geen conclusies worden getrokken over de relatie tussen oppervlakte en soortenrijkdom. Onderzoek naar het verband tussen de oppervlakte van een 'groenelement' in de stad en het aantal soorten dat er voorkomt, zoals dat voor oceanische eilanden is gevonden (MacArthur & Wilson 1967), zou zich m.i. beter kunnen beperken tot een onderzoek naar het verband tussen de oppervlakte van een bepaald biotooptype en het aantal kenmerkende (= stenotope) soorten dat er voorkomt. Goed verbreidende soorten zouden bij een dergelijk onderzoek buiten beschouwing gelaten kunnen worden, omdat ze kleine geïsoleerde gebieden goed kunnen bereiken. Dit betekent dat het merendeel van deze soorten in vrijwel alle habitatplekken zullen voorkomen, aangezien niet alleen de koloniatiekans groot is, maar ook de uitsterfkans laag is als gevolg van een zogenaamd 'rescue-effect' (Brown & Kodric-Brown 1977). In voornoemde onderzoekingen betreft dit de volgende groepen: spinnen, vliegen, galvormende insecten, bladmineerders, de meeste soorten loopkevers en de meeste soorten kortschildkevers. Door zich te concentreren op soorten die zich slecht verbreiden en op soorten die van verschillende biotooptypen afhankelijk zijn, kunnen eerder knelpunten ten aanzien van de bijdrage van 'groenelementen' aan de stedelijke biodiversiteit worden opgespoord. Voor de overleving van slecht verbreidende soorten is de grootte en de ligging van de habitatplekken van het grootste belang, terwijl voor goed verbreidende soorten vooral de totale oppervlakte aan habitat van belang is (Pulliam & Danielson 1991).

4.3.2 Bereikbaarheid van habitat

Goede verbreiders zijn niet alleen soorten die kunnen vliegen, maar ook soorten die zich passief met de wind, zwevend over grote afstanden, laten vervoeren, zoals anemochore planten en spinnen. Deze soorten kunnen alle delen van de stad bereiken. Dit geldt ook voor soorten die met mensen, huisdieren of vervoermiddelen (auto, trein) meeliften, zoals zoöchore planten en parasitair levende wormen, mijten, luizen en vlooiën. Laatstgenoemde groep van soorten zijn voor de verbreiding geheel of ten dele van de mens (en/of zijn huisdieren) afhankelijk en kunnen zich dus beter in de stad verbreiden dan erbuiten (Vater 1986). Diersoorten die zich uitsluitend kruipend, springend of lopend verplaatsen zullen in de stad daarentegen veel weerstand ondervinden alvorens ze geschikt leefgebied kunnen bereiken. Hierbij valt te denken aan soorten van uiteenlopende groepen, zoals slakken, regenwormen, pissebedden, miljoenpoten, duizendpoten, krekels, kortvleugelige loop- en snuitkevers, kortvleugelige sprinkhanen, amfibieën, reptielen en zoogdieren (met uitzondering van vleermuizen). Van veel van deze soorten is echter niet bekend of ze zich in de stad uitsluitend actief verbreiden of ook passief door de mens worden verbreid. Een deel van de kleinere soorten wordt waarschijnlijk regelmatig met aarde of organisch materiaal meegevoerd. Zo zouden ook slecht verbreidende plantensoorten al of niet opzettelijk kunnen worden vervoerd naar plekken die ver van de plaats van herkomst afliggen. Het gaat hierbij om soorten die zich (voornamelijk) vegetatief voortplanten, zware zaden bezitten of voor de verbreiding afhankelijk zijn van dieren (Van Dorp & Kalkhoven 1988; Dzwonko & Loster 1992; Van Dorp 1996; Grashof-Bokdam 1997). Tot de laatste groep behoren soorten, waarvan de zaden door mieren worden verbreid (myrmecochore soorten). Doorgaans zijn dit soorten van stabiele milieus, zoals rotsen (i.c. muren) en bossen. Deze soorten kunnen natuurlijk ook door mensen worden overgebracht naar nieuwe locaties, maar bij muurplanten, zoals Muurbloem (*Cheiranthus*

cheiri) en Gele helmbloem (*Corydalis lutea*), lukt dit doorgaans niet en van de bossoorten worden alleen de populairste soorten aangeplant, zoals Gele dovenetel (*Lamium galeobdolon*), Bosanemoon (*Anemone nemorosa*) en bosviooltjes (*Viola sp.*).

Veel bosplanten zijn
slechte verbreiders
foto: Bram Mabelis



Verreweg de meeste soorten van instabiele milieus, zoals braakliggend land, beschikken over een goed verbreidingsvermogen en worden niet opzettelijk door mensen verbreid. Desondanks vond Crowe (1979) significant minder soorten bloemplanten in meer geïsoleerd gelegen braakliggende terreinen: de logaritme van het aantal soorten was positief gecorreleerd met de oppervlakte van het terrein en negatief met de afstand tot naburige braakliggende gebieden. Davis en Glick (1978) vonden een soortgelijke relatie als de verzamelde gegevens van Boston en Toronto bij elkaar werden genomen ($n = 70$): het aantal ruderaal plantensoorten nam significant toe met de oppervlakte van het braakliggende terrein, terwijl significant minder soorten in het urbane gebied voorkwamen dan in de omgeving van de stad. Dit betekent dat de kolonisatiekansen van

onbezet habitat afneemt naarmate de afstand tot naburige bezette plekken toeneemt. Afstand blijkt dus zelfs een merkbaar effect te hebben op de bezettingskans van goed verbreidende soorten. In de stad kan het gebied tussen habitatplekken van dien aard zijn (gebouwen), dat de verbreiding sterk wordt belemmerd.

Veel lopende dieren zijn niet in
staat om geïsoleerde gebieden
te bereiken
foto: Bram Mabelis



Voor lopende en kruipende dieren zijn verkeers- en waterwegen belangrijke barrières. Toch kunnen sommige van deze soorten nog tot diep in de stad doordringen. Kleine zoogdieren als Huismuis, Bruine rat en Bosmuis kunnen alle delen van een stad bereiken (Klausnitzer 1989, Sukopp 1990; Szacki et al. 1994), maar ook grotere zoogdieren als Vos en Steenmarter laten zich niet door verkeerswegen weerhouden; ze dringen 's nachts soms diep in de stad door (Macdonald & Newdick 1982; Harris 1986; Klausnitzer 1989; Sukopp 1990). Vossen blijken in stedelijke gebieden vaak zelfs grotere afstanden af te leggen dan in hun natuurlijke habitat, i.c. boreaal bos (Lindström 1989). Ook konijnen zien kans om 's nachts brede verkeerswegen over te steken en geïsoleerd gelegen habitatplekken te koloniseren (Klausnitzer 1989; Sukopp 1990). Genoemde soorten kunnen zich het best verbreiden in stadswijken met grote, aaneengesloten tuinen en via groenstroken met struweel. Ook muizen en woelmuizen, die ook onder verkeersarme omstandigheden verharde wegen mijden (Mader 1979; Mader & Pauritsch 1981), zouden gebruik kunnen maken van dergelijke groenstructuren bij hun zoektocht naar nieuwe leefgebieden (Klenke 1986; Liro & Szacki 1987, 1994; Szacki et al. 1994). Voor kleine zoogdieren heeft zo'n stadswijk soms meer overeenkomst met de natuurlijke habitat dan de gebieden die op een stadskaart als openbaar groen staan aangegeven (Szacki et al. 1994). Een ondergronds levende soort als de mol kan zich goed verbreiden via berm en aaneengesloten tuinen, al is het bij deze soort vooral de bodemstructuur (losse grond) en de voedselrijkdom van de bodem die bepalend is in hoeverre hij er gebruik van maakt (Haeck 1969; Klausnitzer 1989). Bebouwde en geasfalteerde oppervlakten worden gemeden. Jonge mollen steken nog wel eens een geasfalteerde weg over (Haeck 1969), maar geïsoleerde tuinen en parken in de stad kunnen ze vaak niet bereiken (Sukopp 1990). Egels kunnen zich in de stad verbreiden via grasbermen, parken en aaneengesloten tuinen. 's Nachts steken ze weliswaar verkeerswegen over, maar dit vergt nogal wat verkeersslachtoffers, vooral onder (sub)adulte mannelijke dieren (Huijser & Bergers 1997). Geïsoleerd gelegen leefgebieden worden hierdoor meestal niet bereikt (Klausnitzer 1989). Dit geldt ook voor een dagactieve soort als de eekhoorn die zich het liefst van boom tot boom verplaatst en zelden een brede verkeersweg oversteekt. De soort ontbreekt dan ook meestal in geïsoleerd gelegen parken (Klausnitzer 1989; Sukopp 1990). Uit het voorgaande kan worden afgeleid dat er in het centrum van een stad doorgaans minder soorten zoogdieren zullen voorkomen dan in de omgeving van de stad. Zo komen in delen van Bertlijn met een gesloten bebouwing 6-8 soorten zoogdieren voor, in delen met een open bebouwing 11 soorten, in een stadspark (van 212 ha) 20-22 soorten en in enkele grote parken aan de stadsrand 30-35 soorten (Sukopp 1990).

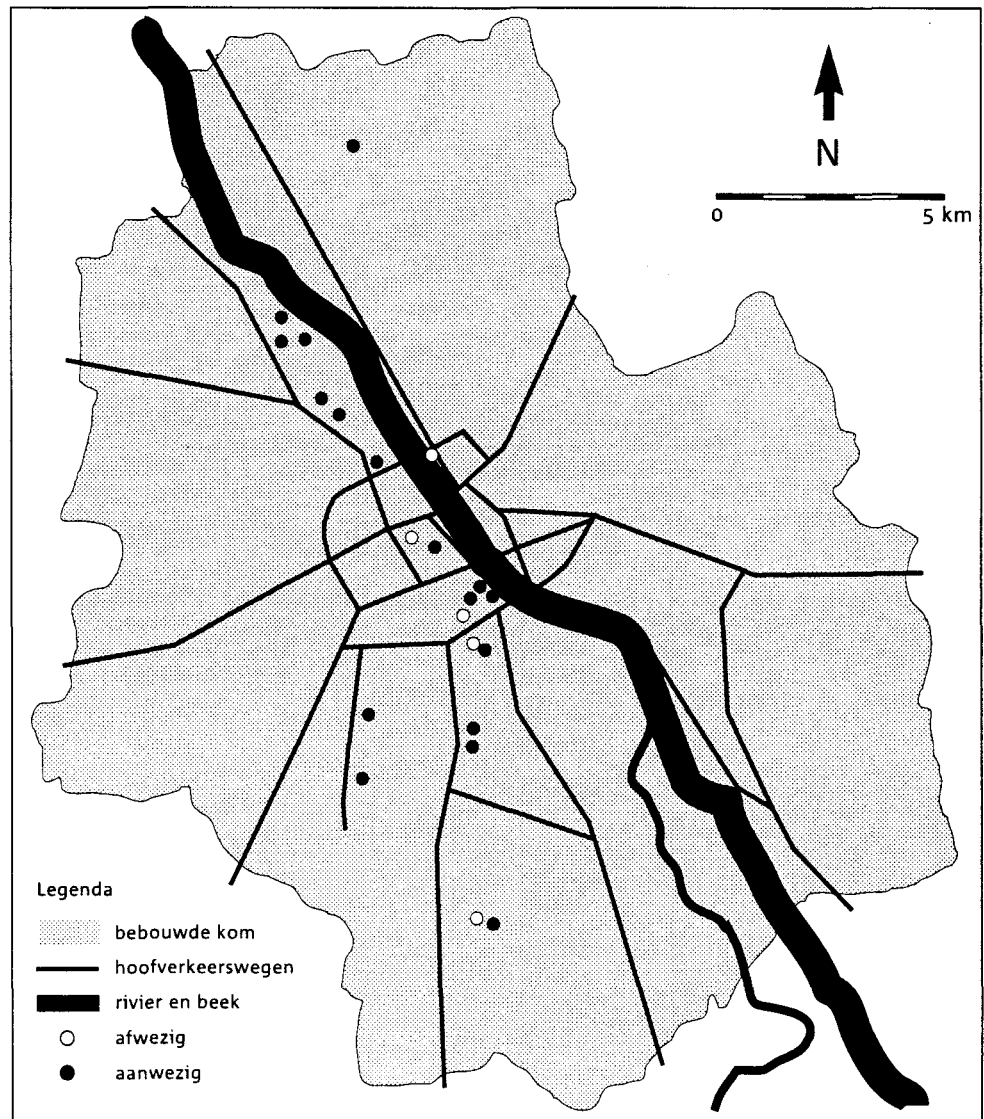
Reptielen (hagedissen en Ringslang) komen doorgaans alleen aan de stadsrand voor; wegen zijn te grote barrières om de bebouwde kom te kunnen binnendringen (Vos & Chardon 1994). Dit geldt in mindere mate voor de Ringslang, die zich via water kan verbreiden. Voor zover hagedissen in stadsparken voorkomen betreft het doorgaans geïsoleerde relictpopulaties (Sukopp 1990).

Amfibieën (kikkers, padden, salamanders) ondervinden eveneens nadeel van wegen bij hun verbreiding, maar kunnen soms toch nog vrij ver de stad binnendringen via waterlopen, vijvers en poeltjes (Klausnitzer 1989; Sukopp 1990; Obst 1986; Mazgajska 1996). Dit geldt vooral voor de Gewone pad en de Kleine watersalamander (Sukopp & Werner 1987).

Ongewervelde diersoorten die niet kunnen vliegen, zoals kortvleugelige loopkevers, steken niet gauw een brede verkeersweg over (Mader 1979, 1988). Deze soorten ontbreken dan ook doorgaans in het centrum van de stad (Tischler 1973; Czechowski 1982; Klausnitzer 1989). De Tuin-schallebijter (*Carabus nemoralis*), een brachyptere bosloopkever, die zich ook door open gebied verbreidt, vormt hierop een uitzondering: in Warschau komt de soort althans op verscheidene plaatsen in het centrum voor (fig. 3). Het zouden deels relictpopulaties kunnen zijn, maar de kever zou het centrum ook vrij ver kunnen binnendringen via volkstuintcomplexen en ruige spoor- en wegbermen.

In groenstroken, die regelmatig worden gemaaid of waar regelmatig wordt geharkt, is de soort niet gevonden (Czechowski 1982). Voor regenwormen zijn verharde wegen eveneens grote barrières. Desondanks komen de meeste soorten uit de stadsomgeving ook voor in het centrum van de stad. Het zijn echter overwegend cosmopolitische en synanthrope soorten, die met het vervoeren van aarde en compost gemakkelijk kunnen worden verbreid (Pilipiuk 1981).

Figuur 3
 Voorkomen van de Tuinschallebijter (*Carabus nemoralis*) in parken in het centrum van Warschau.
 (naar: Czechowski 1982)



Ongewervelden die kunnen vliegen ondervinden de minste hinder van wegen en bebouwing als ze zich door de stad verplaatsen. Dit geldt vooral voor kleine insecten, zoals bladluizen, vliegen, bijen, wespen, hommels, macroptere kevers, libellen en vlinders. Dit neemt niet weg dat veel vliegende soorten zijn aangewezen op lijnvormige groenelementen voor hun verbreiding in de stad. Zo heeft de Sint Jacobsvlinder (*Tyria jacobaea*) zich tot ver in de stad Londen kunnen verbreiden via spoor- en wegbermen waar de voedselplanten van de rups groeien (Plant 1994). Ook langvleugelige sprinkhanen zijn voor hun verbreiding in de stad aangewezen op lijnvormige habitat-elementen. Zo verbreidt de Boomsprinkhaan (*Meconema thalassinum*) zich langs eikenlanen en de Grote groene sabelsprinkhaan (*Tettigonia viridissima*) langs ruige weg- en spoorbermen. Een onderbreking van een dergelijke corridor door een weg, kanaal of brug, is voor vliegende soorten doorgaans geen onoverkomelijke barrière, al zal de verbreiding er wel enigszins door worden beperkt. Beperking van de verbreiding van vliegende insecten door een asfaltweg zou kunnen worden afgeleid uit het verschil in dominantie van soorten loopkevers, kortschildkevers en bladhaantjes aan weerszijden van een verkeersweg door een stadspark, zoals gevonden door Klausnitzer

(1986). Als daarbij de vegetatie aan beide zijden van de weg identiek is wijst dit op een geringe uitwisseling van individuen, d.w.z. op een barrière-effect van de weg. Evenzo zou het ontbreken van de dimorfe loopkever *Calathus piceus* in twee ruderaal terreinen in Berlijn kunnen worden toegeschreven aan de geïsoleerde positie van deze terreinen ten opzichte van een veel kleiner en soortenarmer ruderaal terrein op ca. 2 km afstand, waar de soort talrijk voorkomt (Weigmann 1982). Richting stadscentrum worden tuinen en parken voor veel soorten slechter bereikbaar. Het gevolg hiervan is dat het aantal soorten richting centrum afneemt, zoals werd gevonden voor grondarthropoden in Londen. Davis (1978, 1979) schreef de afname van het aantal soorten grondarthropoden deels toe aan de afname van de oppervlakte tuinen en parken (binnen een straal van 1 km rond de vangplek) en deels aan de toename van de afstand tot het buitengebied. Een combinatie van beide factoren leverde een nog hogere correlatiecoëfficiënt op ($r = 0,82$). Toename van de afstand tot het buitengebied betekent niet alleen dat de habitatplekken voor veel soorten moeilijker bereikbaar worden, maar tevens dat de habitatkwaliteit er vaak minder is als gevolg van verstoring en vervuiling.



Spoorberm als habitat en
verbindingsbaan voor soorten
(centrum Warschau)
foto: Bram Mabelis

Goede vliegers, zoals *vogels*, kunnen alle delen van de stad bereiken; wegen lijken nauwelijks een belemmering. Zelfs betrekkelijk slechte vliegers als Fazant en Patrijs zijn nog in staat om leefgebieden, die door wegen en gebouwen zijn omsloten te koloniseren. Zo werd in Warschau de Fazant al vrij snel op braakliggend terrein gesignaleerd, nadat de soort was uitgezet in een park op 2,5 km afstand (Luniak 1983). Vroeg in de morgen, wanneer er nog weinig verkeer is, heeft zo'n soort een goede kans op een geslaagde oversteek. Laagvliegende soorten die overdag oversteken, zoals de Merel, lopen een veel groter risico te worden doodgereden. Ook andere soorten die zich aan het stedelijk milieu hebben aangepast, zoals Huismus, Spreeuw en Kauw, steken regelmatig drukke verkeerswegen over. Dit is ook waargenomen bij een aantal soorten die weinig in de stad broeden en nogal schuw zijn, zoals de Wielewaal (Luniak 1981: 362). Volgens Luniak (1983: 38) zou de afstand van een stadspark tot het buitengebied dan ook geen significante invloed hebben op de samenstelling van de broedvogelbevolking; deze zou voornamelijk bepaald worden door de variatie aan vegetatietypen. Gavareski (1976) kwam tot een dergelijke conclusie met betrekking tot de broedvogelbevolking van stadsparken in Seattle (USA). Dit neemt niet weg dat de kans op voorkomen van een vogelsoort in een stadspark zowel afhangt van de ligging van het park ten opzichte van andere broedgebieden als van het gemak waarmee de soort zich door de stad kan verplaatsen. Voor zover bekend is alleen voor gebieden buiten de stad aangetoond dat de kans op voorkomen van een bepaalde vogelsoort binnen een habitatplek mede afhangt van de afstand tot naburige plekken en de weerstand van het tussengelegen gebied (Opdam et al. 1985; Opdam & Schotman 1987).

4.4 Biotoopkwaliteit

In een stad komen veel biotooptypen voor, variërend van kunstmatig tot natuurlijk. Eenzelfde biotooptype kan van plaats tot plaats sterk in kwaliteit verschillen. Over het algemeen is de natuurkwaliteit van een bepaald biotooptype in de stad geringer dan erbuiten en neemt de kwaliteit richting centrum af. Voor kunstmatige biotopen gaat dit echter lang niet altijd op. Enkele soorten, die aan deze typen zijn gebonden, komen zelfs bij voorkeur in het centrum van een stad voor. De kwaliteit van vrijwel elk stadsbiotoop staat sterk onder invloed van de mens. Hieronder zal deze invloed op het voorkomen van soorten in stadsbiotopen kort worden aangegeven.

Gebouwen zijn voor rotsbewoners alleen bruikbaar als plaats om zich voort te planten of te overwinteren indien er voldoende holen, spleten en nissen in voorkomen. Alleen dan kunnen zulke uiteenlopende soorten als Gierzwaluw, Zwarte roodstaart, Muurhagedis (alleen in Maastricht) en de springspin *Salticus scenicus* zich handhaven. Dit geldt ook voor holenbroeders als Huismus (onder dakpannen) en Kauw (o.a. in schoorstenen). Het feit dat zo'n algemene soort als de Huismus in sommige steden sterk achteruit is gegaan geeft het belang van een goede habitatkwaliteit aan. Oorspronkelijke klifbewoners als Torenvalk en Slechtvalk zijn in de stad voornamelijk aangewezen op hoge gebouwen en kerktorens. De Dwergvleermuis (*Pipistrellus pipistrellus*) en de Laatvlieger (*Eptesicus serotinus*) verblijven zomer en winter in een nauwe ruimte, zoals een spouwmuur, terwijl de Grootoorvleermuis (*Plecotus auritus*) een grotere ruimte verkiest, zoals een (rustige) zolder. Oude huizen met balken van droog naaldhout herbergen soms larven van de Huisboktor (*Hylotrupes bajalus*). Deze kunnen buit gemaakt worden door het Mierkevertje (*Opilo domesticus*) en door de larven van de Basterdweeckschildkever (*Anthocomus fasciatus*), die vaak in huizen overwintert (Klausnitzer 1989). Huizen zijn ook van belang voor enkele soorten lieveheersbeestjes, zoals *Adalia bipunctata*, die er in groepjes bijeen overwinteren, vaak in spleten van ramen.

Kelders voegen aan de stad een soort grottenmilieu toe dat constant koel en vochtig is. Verscheidene soorten, zoals de loopkever *Pristonychus terricola* en de schimmelvreter *Mycetaea hirta*, kunnen zich hier echter alleen goed handhaven als de ruimte voldoende vochtig is. Hetzelfde geldt voor de nachtvlinder Roestje (*Scoliopteryx libatrix*), die nogal eens in kelders overwintert.

Muren die zijn opgebouwd met kalkrijke specie, zijn van belang voor kalkminnende soorten, zoals het slakje *Clausilia perversa* (Alexandrowicz 1995) en planten als Muurbloem (*Cheiranthus cheiri*), Gele helmbloem (*Corydalis lutea*), Muurvaren (*Asplenium ruta-muraria*), het mos Groot klokhoedje (*Encalypta streptocarpa*) en het Muurmos (*Tortula muralis*). Oude muren met een overwegend voedselarm substraat kunnen eveneens soorten herbergen die elders zeldzaam zijn of ontbreken, zoals Steenbreekvaren (*Asplenium trichomanes*), Muurleeuwenbek (*Cymbalaria muralis*) en een aantal soorten van het mossengeslacht *Tortula* (Segal 1969). Verweerd beton kan eveneens een rijke mosflora bezitten: op bunkers vond Greven (1992) zo'n 80 mossoorten, waaronder het Middelst muursterretje (*Tortula intermedia*). Verder treffen we op stenen en muren vaak het oranjekleurige korstmoss *Xanthoria parietina* aan.

Grinddaken hebben enige overeenkomst met een kiezelstrand of een steppe; de Scholekster blijkt er met succes te kunnen broeden (Melchers & Daalder 1996) en ook een steppebewoner als de Kuifleeuwerik maakt er soms gebruik van als broedplaats (Teixeira 1979; Klausnitzer 1989; Maréchal & Veenhuizen 1997). Verder is de vondst opmerkelijk van het mos *Racomitrium lanuginosum*, dat Westhoff & den Held (1969) als kensoort van de Dopheide-associatie hebben aangemerkt (Greven, mondelinge mededeling). Op mosrijke daken komt soms ook de van mos levende pillenkever *Byrrhus pilula* algemeen voor (Klausnitzer 1989).

Stoep- en terrastegels bieden geschikte nest- en schuilgelegenheid voor warmteminnende insecten: verscheidene soorten mieren, zoals de Zwarte wegmier (*Lasius niger*), bouwen er nogal eens hun nest onder. Verder maakt de thermofiele loopkever *Amara aenea* er vaak gebruik van om eronder te schuilen, evenals de nachtactieve loopkever *Calathus fuscipes*.

Dode bomen kunnen de natuurwaarde van een bos verhogen
foto: Bram Mabelis



Bossen bieden een betrekkelijk stabiel milieu, evenals bovengenoemde biotopen. De stabiliteit neemt echter af naarmate het bos kleiner is en intensiever wordt gebruikt en beheerd. In parkbossen is het aandeel bossoorten dan ook kleiner dan in de bossen in de omgeving van de stad, zoals o.a. is geconstateerd bij loopkevers, snuitkevers, kortschildkevers, miljoenpoten, spinnen en springstaarten (resp. Czechowski 1979, 1982; Cholewicka 1981; Klausnitzer 1989; Jędryczkowski 1982; Krzyżanowska et al. 1981; Sterzyńska 1982). In de parken van Warschau ontbreken bijvoorbeeld de meeste van de 16 miljoenpootsoorten die in het bos in de omgeving van de stad voorkomen: aan de stadsrand zijn 8 soorten gevonden en in de

stadsparken slechts 2 soorten (Jędryczkowski 1982). Ook bij andere groepen blijken stenotopie bossoorten nogal eens in de stad te ontbreken. Dit is deels toe te schrijven aan de meer geïsoleerde ligging van bosfragmenten voor slecht verbreidende soorten, maar zeker ook aan de sterke invloed van verstoring, bemesting en vervuiling, alsmede aan het intensievere onderhoud van het stedelijk groen. Onderhoudsmaatregelen, zoals het verwijderen van oude bomen en dood hout werken sterk verarmend op de fauna van het bos (Mabelis 1983). Door deze maatregelen komen in de parkbossen van Warschau dan ook veel minder soorten boktorren voor dan in de bossen in de omgeving van de stad (Burakowski & Nowakowski 1981b). Ook het verwijderen van kruiden en struiken kan nadelig voor de fauna uitpakken, zoals onder andere is vastgesteld bij spinnen, loopkevers, slakken en vogels (resp. Krzyżanowska et al. 1981; Czechowski 1982; Klausnitzer 1987; Luniak 1981). Ten slotte heeft ook het wegharken van bladstrooisel desastreuze gevolgen voor de fauna, o.a. voor slakken (Klausnitzer 1987, 1989), wormen (Kasprzak 1986), miljoenpoten (Jędryczkowski 1982), spinnen

Het regelmatig wegharken van bladstrooisel verlaagt de natuurwaarde van een park
foto: Bram Mabelis



(Krzyżanowska et al. 1981), cicaden (Chudzicka 1982, 1986a, b), loopkevers (Czechowski 1982) en sluipwespen van de superfamilie *Proctotrupoidea* (Garbarczyk 1982). Mede als gevolg van dergelijke onderhoudsmaatregelen is het soortenspectrum van loopkevers, kniptorren en springstaarten plaatselijk in de richting van ondergronds levende soorten verschoven (resp.: Czechowski 1982; Nowakowski 1982, 1986; Sterzyńska 1982, 1987) en het soortenspectrum van mieren in de richting van in bomen nestelende soorten (Czechowski 1990). Veel zoogdieren worden door deze armoede aan ongewervelden benadeeld (Dickman 1987). Dit geldt ook voor vogels. Vooral vogels die van insecten leven zouden in de binnenstad moeilijk aan de kost kunnen komen en daardoor nogal eens ontbreken (Mulsow 1982). In Warschau broedde de Roodborst dan ook alleen in parken waar het bladstrooisel niet was weggeharkt (Luniak 1981). In het centrum van een stad zijn ook grondbroeders vaak schaars of afwezig (Sukopp 1990; Luniak 1983); ze broeden bij voorkeur op plaatsen waar het onderhoud aan kruiden en struiken achterwege blijft of zeer extensief is (Luniak 1981; Mulsow 1978). Dit geldt ook voor struikbroedende vogels (Luniak 1981).

Toename van het aantal bossoorten kan worden bereikt door vergroting van het aantal microhabitats van planten- en diersoorten, bijvoorbeeld door een voldoende aantal dode bomen te laten staan en (een deel) van het dode hout te laten liggen (Van der Reest 1991; Van 't Hof 1992; Natuurbeschermingsraad 1993). Verder kan de variatie in de kruidlaag worden vergroot door het bladstrooisel alleen lokaal weg te harken.

Grasvelden en grasstroken worden in de stad doorgaans zo intensief beheerd als een gazon, d.w.z. ze worden regelmatig gemaaid en bemest. Ze zijn daardoor arm aan diersoorten. Toename van het aantal soorten kan worden bereikt door het grasland gefaseerd te maaien (Morris 1971). Door maaibeurten te spreiden, zowel in de ruimte (zonering) als in de tijd (rotatiesysteem) kan het uitsterfscio van soorten worden verkleind (Den Boer 1981; Koster 1988; Mabelis & Vermeulen 1991). Grasvelden met een gevarieerde structuur, waar gedurende het gehele jaar zowel hoge als lage kruiden voorkomen zijn het soortenrijkst. Alleen hier kunnen we algemene veldsprinkhanen verwachten die zich goed kunnen verbreiden, zoals de Bruine sprinkhaan (*Chorthippus brunneus*) en de Kustsprinkhaan (*C. albomarginatus*).

Grasperken, die tussen bebouwing inliggen, worden niet alleen frequent gemaaid, maar bovendien intensief betreden. Tevens wordt het bladstrooisel doorgaans jaarlijks weggeharkt. Hierdoor verarmt de bodemfauna nog sterker. Grasstroken langs drukke autowegen worden meestal intensief onderhouden en tevens belast met olie en strooizout. Hierdoor verslechtert de habitatkwaliteit van veel ongewervelden (Maurer 1974). Als gevolg hiervan neemt de dichtheid van kniptorren richting verkeersweg sterk af. In smalle bermen komen dan ook minder individuen en soorten kniptorren voor dan in brede bermen (Nowakowski 1982, 1986).

Lanen kunnen een belangrijke functie hebben als verbindingssbaan voor uiteenlopende soorten als eekhoorn, vleermuizen, bosvogels en slecht verbreidende fytofage insecten. Voor zover bomen en struiken langs een drukke verkeersweg staan, hebben ze te lijden van "stress" als een direct of indirect gevolg van bodem- en luchtverontreiniging. Hun conditie is daardoor vaak slecht. Bepaalde soorten plantenluizen blijken in zulke minder vitale planten echter goed te gedijen: in Warschau kwamen bladluizen in grotere dichtheden voor in linden die dicht bij de vervuilsbronn (i.c. een druk verkeersplein) stonden en minder vitaal waren (Pisarski & Czechowski 1978). Hetzelfde werd geconstateerd bij meidoorns (Braun et al. 1981). In Leipzig nam de bladluizen-dichtheid toe langs een gradiënt richting centrum (Klausnitzer 1987). Het zoete uitscheidingsproduct ('honingdauw') van bladluizen trekt bijen, hommels en mieren aan. Pisarski en Czechowski (1978) namen waar dat de Zwarte wegmier (*Lasius niger*) daardoor talrijker fourageerde in minder vitale linden. Mezen en andere insectenevende vogels profiteren eveneens van de hoge bladluizen-dichtheid, evenals gespecialiseerde roofvijanden van bladluizen, zoals lieveheersbeestjes (Czechowska &

Bielawski 1981), larven van gaasvliegen (Czechowska 1982), bepaalde soorten zweefvliegen (Bańkowska 1981b, Whiteley 1994) en bepaalde soorten graafwespen (Skibińska 1982c, 1986a).

Tuinen die een grote structuurvariatie bezitten zijn vaak opvallend rijk aan diersoorten (Owen & Owen 1975; Gilbert 1989). Het voorkomen van veel ongewervelde soorten betekent echter nog niet dat de tuin ook geschikt is als leefgebied voor die soorten. Dit zal moeten blijken uit hun reproductiesucces. Om er zich als soort te kunnen handhaven zal een tuin aan de uiteenlopende voorwaarden moeten voldoen die de soort, gedurende zijn ontwikkeling van ei tot volwassen individu, aan zijn omgeving stelt. Desondanks kunnen ook kleine tuinen nog van betekenis zijn als habitat voor een groot aantal soorten ongewervelden (Koster 1988). Ook voor soorten die er zich niet kunnen voortplanten kunnen tuinen een functie hebben als tankstation of stapsteen: voor soorten die van stuifmeel en nectar leven is een bloemrijke tuin van belang als een soort tankstation, terwijl soorten die zich slecht verbreiden er gebruik van kunnen maken als stapsteen voor het bereiken van geschikt leefgebied. Op deze wijze kan de Tuinschallebijter (*Carabus nemoralis*), een brachyptere bosloopkever, vrij ver in de stad doordringen.

Tuinen zijn vaak verrijkt met compost. Hierin komen veel saprophage soorten voor, zoals springstaarten, mijten, pissebedden, miljoenpoten, duizendpoten en wormen. Inventarisaties laten zien dat de dichtheid van deze saprofagen toeneemt in de richting van de stadsrand (Klausnitzer 1987). Dit hangt samen met het feit dat er in de buitenwijken van de stad meer rudere terreinen voorkomen en dat er doorgaans ook meer composthopen liggen (Kuznetzova 1994). Behalve bovengenoemde groepen kunnen ook kevers van het voedsel en de warmte van composthopen profiteren. Zo vond Renner (1977) 146 keversoorten in een composthoop, waarvan 96 soorten Kortschildkevers. De grote Neushoornkever (*Oryctes nasicornis*) wordt ook nogal eens in een composthoop aangetroffen.

Tuinen met een rijke structuurvariatie zijn geschikt als broed- en foeragegebied voor vogels. Delen van de stad met veel tuinen bezitten de grootste dichtheid aan broedvogels. Daartegenover staat dat de natuurwaarde van veel tuinen is gedaald door de aanplant van uitheemse soorten. De bijdrage van deze exoten aan de verrijking van de insectenfauna is veel minder groot dan van inheemse soorten (Sukopp & Werner 1987). Soms worden ze gegeten door polyfage insecten of door insecten die van verwante inheemse soorten leven en soms ook door insecten die met de exoten zijn ingevoerd, maar het aantal soorten dat van deze exoten afhankelijk is, blijft vooralsnog beperkt (Davis 1982). De natuurwaarde van een tuin kan ook dalen door intensief beheer, veel storing en een hoge predatiedruk van katten.

Braakliggende terreinen worden het eerst bezet door soorten die zich goed kunnen verbreiden. Veel van deze pioniers bezitten een korte generatieduur; veel plantensoorten zijn bijvoorbeeld eenjarig (Sukopp & Werner 1983). Aanvankelijk overheersen zogenaamde r-strategen: soorten die een grote reproductiecapaciteit en een goed verspreidingsvermogen bezitten. Van de insecten zijn de meeste soorten polyfaag. Na verloop van tijd neemt het aandeel meerjarige plantensoorten toe en daarmee ook het aantal voedselspecialisten: soorten, die slechts van een beperkt aantal plantensoorten afhankelijk zijn. Zo zijn ruim 90 soorten fytofage insectensoorten min of meer afhankelijk van de Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en diens naaste verwanten (Zwölfer 1965) en leven ruim 100 insectensoorten van ruigtekruiden als Bijvoet (*Artemisia vulgare*) en Boerenwormkruid (*Tanacetum vulgare*, Klausnitzer 1968). Rudere vegetaties herbergen dan ook een rijke entomofauna. Het zijn goede fouragegebieden voor insektenetende vogels. Ze bieden tevens habitat voor Bosmuis, Veldmuis en Huismuis (Klausnitzer 1987), waardoor de waarde van het terrein als jachtgebied voor roofvogels en uilen toeneemt.

De kwaliteit van braakliggende terreinen kan echter sterk achteruitgaan indien het als vuilstortplaats wordt gebruikt. Vooral "chemisch afval" kan de fauna sterk verarmen. Zware metalen blijken bij voorbeeld schadelijk te zijn voor springstaarten (Sterzyńska

1987) en andere saprofage soorten. Eveneens is aangetoond dat zware metalen kunnen accumuleren in regenwormen en pissebedden, waardoor ze slecht gaan functioneren in de stofkringloop (Denneman et al. 1986). Verder zijn ook talrijke synthetische verbindingen schadelijk voor het bodemleven (Kohsiek et al. 1994).

Waterlopen en vijvers kunnen een belangrijke bijdrage leveren aan de biodiversiteit van een stad. De grootte van deze bijdrage hangt af van de waterkwaliteit en van de begroeiing, zowel in het water als aan de oevers (Higler 1983, 1987; Verdonschot 1987; Ringelberg 1987). Een brede rietkraag heeft een gunstig effect op de waterkwaliteit als filter en biedt nestgelegenheid aan tal van rietvogels (Duel & Saris 1986; Jędraszko-Dąbrowska 1990). De natuurkwaliteit van oevers kan worden vergroot door het aanbrengen van variatie, zowel in de dwarsrichting (plaatselijk talud verflauwen, plasberm aanleggen), als in de lengterichting (Bekker & Van Bohemen 1990).

Spoorwegterreinen zijn eveneens van belang als leefgebied voor soorten. Er kunnen biotopen voorkomen, zoals gras-, ruigtekuiden-, zoom- en struweelvegetaties, waar een groot aantal soorten planten en dieren zich langdurig kunnen handhaven. Volgens Koster (1988) komen bijna de helft van het aantal inheemse soorten bijen en wespen op spoorwegterreinen voor. Voor de bijdrage aan de biodiversiteit van de stad is het evenwel van belang dat er geen (of zeer weinig) bestrijdingsmiddelen worden gebruikt (Koster 1985, 1988).

Industrieterreinen kunnen alleen een functie vervullen als habitat of stapsteen voor planten en dieren indien er voldoende ruimte is gereserveerd voor de ontwikkeling van (half-)natuurlijke biotopen en de grond niet is vervuild met afvalstoffen (Davis 1976).

5. Inrichting stedelijk groen

5.1 Oplossingsrichtingen

De leefbaarheid van een stad kan worden vergroot door meer ruimte te reserveren voor natuur. Parken zijn niet alleen van belang met het oog op een goede milieukwaliteit (o.a. zuurstofproductie, luchtfilter), maar geven de stedeling tevens meer gelegenheid zich te ontspannen (rusten, wandelen, fietsen, vissen) en te vermaken (natuurbeleving, onderzoek, sport). Natuurvervreemding kan worden tegengegaan door te ijveren voor een situatie waarbij de stadsbevolking zoveel mogelijk in contact kan komen met de natuur. Dit kan worden bereikt door middel van groenstructuren waarvan de soortensamenstelling zoveel mogelijk natuurlijke biotopen benadert (Farjon et al. 1987). Door bestaande biotopen in te tekenen op de stadsplattegrond en deze vervolgens te vergelijken met bodem-, water- en vegetatiekaarten, krijgen we reeds een indruk waar de grootste potenties liggen voor het vergroten van natuurwaarden in de stad. Het streven om kansrijke milieus voor natuurbehoud en natuurontwikkeling zo goed mogelijk te benutten kan ruimtelijk worden weergegeven in een streefkaart van natuurdoeltypen. Daarnaast is het zinvol na te gaan in hoeverre de bestaande ruimtelijke rangschikking van biotopen voldoende overlevingskansen biedt aan een geselecteerde groep stadsdoelsoorten, of dat aanpassing gewenst is. In paragraaf 5.3. zullen hiervoor enkele richtlijnen worden gegeven.

Door verschillende biotopen vanuit het buitengebied tot ver in de stad te laten doorlopen kunnen voor slecht verbreidende soorten goede verbindingen tot stand worden gebracht, waardoor de overlevingskansen van deze soorten toeneemt. Voorbeelden hiervan zijn de Dongezone in Tilburg, het Ecolint in Amsterdam en het Dommeldal in Eindhoven (fig. 4). Verder kunnen brede spoor- en wegbermen een rol spelen als verbindend element tussen de leefgebieden van slecht verbreidende soorten. Voor zover dergelijke groene linten doorsneden worden door verkeerswegen, kan overwogen worden deze wegen plaatselijk ondergronds aan te leggen of deels te ondertunnelen. Hierdoor wordt niet alleen een betere verbinding tot stand gebracht voor planten en dieren, maar wordt het tevens aantrekkelijker voor de recreërende stedeling. Het effect van bovengenoemde maatregelen voor slecht verbreidende soorten zal over het algemeen groter zijn naarmate een verkeersweg meer transversaal loopt en verder van het stadscentrum aflight. Een brede rondweg is niet alleen een onneembare hindernis voor de oversteek van een groot aantal diersoorten, maar wordt ook door mensen als een barrière tussen stad en buitengebied ervaren.

Figuur 4

De natuur in de stad: het dal van de Dommel loopt ver in de bebouwde kom van Eindhoven door.

grijs = bebouwde kom

wit = landbouw- en natuurgebied



5.2 Doelsoorten van de stad

Voor het samenstellen van een streefkaart van natuurdoeltypen, is het van belang na te gaan in hoeverre het bestaande habitatnetwerk voldoende garanties biedt voor een duurzaam voortbestaan van een aantal stadsdoelsoorten. Bij het selecteren van deze soorten gaat het in de eerste plaats om indicatoren die gevoelig zijn voor versnippering van hun leefgebied: per stadsregio zal moeten worden bekeken welke soorten de beste maatlat opleveren voor een situatie waarvan andere versnipperingsgevoelige soorten kunnen profiteren. Verder kunnen een aantal soorten worden geselecteerd die karakteristiek zijn voor een bepaald stadsbiotoop. Bovendien zal er naar moeten worden gestreefd om soorten te behouden, die indicatief zijn voor een milieu van zodanige kwaliteit dat tevens het voortbestaan van veel andere soorten is veilig gesteld. Het gaat hierbij om indicatoren voor de kwaliteit van lucht, bodem en water. Voor zover deze soorten zich goed kunnen verbreiden zouden ze landelijk kunnen worden gebruikt als maat voor de kwaliteit van het stadsmilieu, maar in de praktijk zal per stadsregio een selectie moeten worden gemaakt van de best bruikbare milieu-indicatoren (voor water zie: Higler 1987). Samenvattend zou de eerste selectie van doelsoorten aan een of meer van de volgende criteria moeten voldoen:

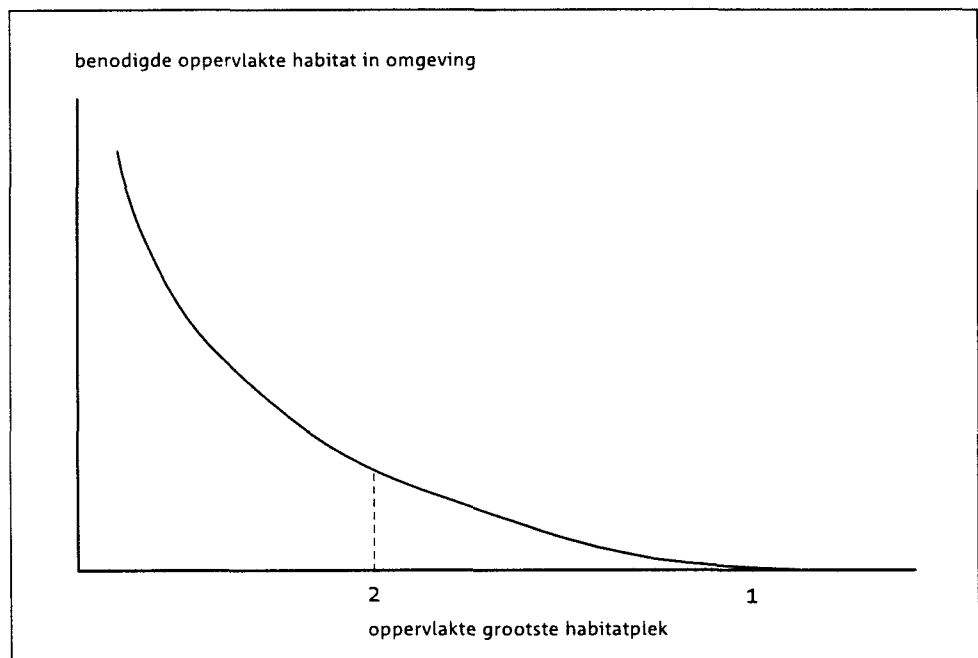
- de soort is gevoelig voor versnippering van zijn leefgebied en/of
- de soort is karakteristiek voor een bepaald stadsbiotoop en/of
- de soort is gevoelig voor verandering van de milieukwaliteit.

Bij de selectie van doelsoorten voor het stedelijk gebied kan tevens gelet worden op de mate waarin leefgebied en voorkomen van de soort binnen de gemeente bekend is, op de populariteit van de soort en op het gegeven of een inventarisatie eenvoudig en betrekkelijk snel is uit te voeren. Voor de versnipperingsgevoelige doelsoorten zou moeten worden nagegaan of het netwerk van habitatplekken duurzaam voortbestaan

kan garanderen, d.w.z. dat de (geschatte) kans op uitsterven binnen 100 jaar maximaal 5% bedraagt. Hiertoe zal niet alleen de grootte en de onderlinge afstand van de habitatieplekken in kaart moeten worden gebracht, maar zal ook de verbreidingsweerstand van het tussengelegen gebied moeten worden bepaald.

De overlevingskans van een soort kan echter alleen worden voorspeld indien het een en ander bekend is over de voorwaarden waaraan moet worden voldaan om duurzaam voortbestaan van een soort binnen de stadsregio te kunnen garanderen. Zo dient voor iedere doelsoort een norm voor duurzaamheid te worden aangegeven, d.w.z. de minimumpopulatiegrootte waarbij de uitsterfkans bij volledige isolatie van de populatie verwaarloosbaar klein is. Naarmate de habitatoppervlakte van een soort binnen een gebied groter is, zal meer aan deze norm kunnen worden voldaan. In de stad zijn habitatieplekken echter doorgaans te klein om een populatie duurzaam te kunnen herbergen en is immigratie noodzakelijk voor het behoud van de soort binnen het stedelijk gebied. De kans op extinctie van een lokale populatie neemt af naarmate er meer immigranten binnenkomen. In figuur 5 is dit ruimtelijk vertaald: een enkele habitatieplek kan in theorie zo groot zijn dat voortbestaan van de populatie ook zonder immigratie verzekerd is. Bij verkleining van de oppervlakte van de habitatieplek zal echter meer habitat in de omgeving nodig zijn om voortbestaan van de populatie door immigratie te verzekeren. Deze immigranten zijn afkomstig van lokale populaties, die binnen of buiten de bebouwde kom zijn gelegen. Voor zover lokale populaties via dispersie regelmatig individuen uitwisselen, vormen ze een ruimtelijk gestructureerde populatie (metapopulatie) met een lagere uitsterfkans dan de deelpopulaties afzonderlijk (o.a. Levins 1970; Burkey 1989; Verboom et al. 1997).

Figuur 5
Relatie tussen de oppervlakte van de grootste habitatieplek van een soort (binnen de stad) en de benodigde oppervlakte habitat in de omgeving van de plek voor een duurzame instandhouding van de stads-populatie.



- 1 = de oppervlakte voor een duurzame populatie, dwz. dat er geen immigratie nodig is voor duurzame instandhouding
- 2 = oppervlakte voor een kernpopulatie, dwz. dat de uitsterfkans van de lokale populatie relatief klein is en er netto een dispersiestroom is in de richting van de overige delen van het habitatenetwerk (naar: Verboom et al. 1997)

5.3 Richtlijnen

Voor zover langdurig voortbestaan van een geselecteerde doelsoort niet waarschijnlijk is bij de huidige ruimtelijke verdeling van habitatplekken of bij de huidige habitatkwaliteit, zal moeten worden bezien in hoeverre de situatie te verbeteren valt. Hiertoe kunnen onderstaande richtlijnen worden gebruikt:

- | | | |
|---------|--|----------------------------------|
| 1 | Kan de geselecteerde doelsoort zich goed verbreiden? | ja → 1.1
nee → 1.2 |
| 1.1 | Is de totale habitatoppervlakte voldoende groot voor duurzame instandhouding van de soort in de stad? | ja → 1.1.1
nee → 1.1.2 |
| 1.1.1 | Komt de soort algemeen in de stad voor?
<i>Oplossing:</i> vervuiliingsbron(nen) opsporen en wegnemen. | ja → goed
nee → → → |
| 1.1.2 | <i>Oplossing:</i> totale habitatoppervlakte vergroten. | |
| 1.2 | Komt er een populatie van de doelsoort in de stad voor van zodanige grootte dat duurzaam voortbestaan verzekerd is? | ja → goed
nee → 1.2.1 |
| 1.2.1 | De stedelijke populatie is verdeeld over een (of meer) grote lokale populatie(s) en verscheidene kleine deelpopulaties of..... De stedelijke populatie is verdeeld over verscheidene kleine deelpopulaties. | ja → 1.2.1.1

ja → 1.2.1.2 |
| 1.2.1.1 | <i>Oplossing:</i>
1 Oppervlakte van de habitat van de grootste deelpopulatie(s) vergroten door uitbreiding van het betreffende biotoop (dit kan gaan ten koste van een ander biotooptype binnen het betreffende groenelement of ten koste van ander grondgebruik buiten het betreffende groenelement) en/of
2 Verbinding tussen de lokale populaties onderling verbeteren, alsmede de verbinding met populaties buiten de stad.
3 Verbinding verbeteren tussen broed- en foerageergebied (dagelijkse bewegingen) of tussen voortplantings- en overwinteringsgebied (seizoensbewegingen). | |
| 1.2.1.2 | <i>Oplossing:</i>
Habitatfragmenten zodanig met elkaar verbinden dat ze een hecht ruimtelijk netwerk vormen, waarin de uitsterfkans van lokale populaties ruimschoots wordt gecompenseerd door de (re)koloniseringskansen van onbezette habitatplekken. Er zijn drie mogelijkheden die elkaar versterken:
1 aanleg van aaneengesloten verbindingen (corridors), waar de soort zich al of niet kan voortplanten, maar die in ieder geval de uitwisseling van individuen tussen lokale populaties bevorderen en/of
2 aanleg van habitatplekken die als stapsteen kunnen dienen voor de (re)kolonisatie van onbezette plekken die op grotere afstand zijn gelegen en/of
3 verlagen van de verbreidingsweerstand van het gebied dat tussen de habitatplekken in ligt (door middel van de aanleg van tunnels, bruggen of vistrappen). | |

Lokale populaties waar meer individuen sterven dan er geboren worden kunnen alleen lange tijd stand houden indien ze verbonden zijn met een bronpopulatie die een voortdurende stroom van immigranten levert. Habitatplekken kunnen op deze wijze als een put voor immigranten werken, waar ze niet meer uitkomen (Pulliam 1988). Voor zover het gaat om soorten die algemeen in de regio voorkomen behoeft dit geen bezwaar te

zijn, zelfs niet in gevallen dat de situatie onomkeerbaar is. Het risico dat de soort regionaal zal uitsterven is immers gering zolang de sterfte binnen de regionale populatie ruimschoots wordt gecompenseerd door de reproductie. Het aanleggen van verbindingen naar habitatplekken die als put voor bepaalde soorten zouden kunnen werken, heeft dan ook niet zozeer het behoud van die soorten tot doel, maar veeleer het vergroten van de mogelijkheid voor stadsbewoners om de soort te kunnen waarnemen. In het geval dat het een soort betreft die niet algemeen in de regio voorkomt, zal een dergelijke bron-putrelatie echter moeten worden vermeden.

Indien een soort inmiddels is uitgestorven valt herintroductie te overwegen, indien er aan de volgende voorwaarden wordt voldaan:

- 1 De oorzaken van het uitsterven van de soort (voor zover bekend), zijn weggenomen;
- 2 Er is voldoende habitat binnen de stad aanwezig om langdurig voortbestaan mogelijk te maken; het kan hier gaan om een grote aaneengesloten habitatplek of om een stelsel van habitatplekken waartussen dispersie mogelijk is;
- 3 Het netwerk is stabiel en van goede kwaliteit;
- 4 De kans op spontane herkolonisatie is zeer gering: de soort bezit een slecht verspreidingsvermogen of is zeer plaatstrouw.

Voorbeeld van een herintroductie die aan bovengestelde criteria voldoet is de Slechtvalk, die o.a. in Berlijn, Frankfurt a. M. en Warschau is uitgezet (Luniak 1995). Verwacht wordt dat deze opvallende predator zich goed in deze steden zal kunnen handhaven, gezien het voorkomen van de soort in grote steden als Montreal, Chicago, New York, Boston en Philadelphia (Spirn 1984). Bij genoemde herintroducties gaat het niet alleen om faunaherstel, maar ook om het educatieve aspect: de belangstelling van stedelingen voor roofvogels zou erdoor toenemen. In een aantal Poolse steden zijn ook vogelsoorten uitgezet, die aanvankelijk alleen in de omgeving van de stad voorkwamen. Het betreft individuen van populaties die zich geleidelijk aan het stedelijk milieu hebben aangepast en inmiddels weinig schuw zijn. Zo is de Wilde eend uitgezet in Wrocław en Gdańsk, de Zanglijster in Poznań en de Merel in Lublin en Olsztyn (vanuit Poznań). De zin van het uitzetten van soorten met het argument van faunaverrijking lijkt me discutabel, al kan het in een enkel geval (Merel) interessant zijn als experiment. De introductie van soorten die niet kenmerkend zijn voor een bepaald stadsbiotoop zou in ieder geval moeten worden ontraden.

In een aantal steden zijn ook planten opgenomen in een herintroductieprogramma. Zo zijn er soms ook door restauratiewerkzaamheden bedreigde varens overgeplant, zoals aanbevolen door het ministerie van L&V (1988). Deze maatregel voldoet weliswaar niet aan het vierde criterium, aangezien varens zich door middel van sporen goed kunnen verspreiden, maar is wellicht te verdedigen met het argument dat de kans op spontane vestiging zeer klein is als de sporenbron ver weg ligt.

Inspanningen om soorten te herintroduceren kunnen de aandacht van het publiek trekken en als zodanig van educatief belang zijn. De bijdrage aan vergroting van de stedelijke biodiversiteit is echter zeer beperkt. Dit kan beter worden bereikt door zowel de kwaliteit van het stedelijk milieu goed te bewaken, als te zorgen voor handhaving van een stabiel netwerk van halfnatuurlijke biotopen. Deze biotopen zouden zodanig moeten worden beheerd dat de ruimtelijke heterogeniteit behouden blijft of wordt vergroot.

Verklarende lijst van gebruikte termen

abiotisch	- tot de niet-levende natuur behorend
adult	- volwassen
anemochoor	- door de wind verspreid
archeofyt	- plant die lang geleden naar ons land is gebracht
biotisch	- tot de levende natuur behorend
biotoop	- woongebied voor een groep van organismen
brachypteer	- kortvleugelig
corridor	- verbindingsaan (lijnvormig landschapselement, dat de dispersie tussen habitatplekken bevordert)
cosmopolitisch	- over de gehele wereld voorkomend
dispersie	- verbreiding
diversiteit	- variatie aan ongelijksoortige elementen
eurytoop	- in veel biotooptypen voorkomend
fytofaag	- planteneter
habitat	- standplaats (verzameling voorwaarden voor overleving en voortplanting van een soort)
habitatplek	- plek waar habitat van een soort is gerealiseerd
heterogeen	- ongelijksoortig
homogeen	- gelijksoortig
hygrofiel	- vochtminnend
macropteer	- langvleugelig
metapopulatie	- ruimtelijk gestructureerde populatie (een groep lokale populaties, die door middel van dispersie met elkaar in verbinding staan)
micro-arthropoden	- microscopisch kleine geleedpotige dieren
monofaag	- zich voedend met een enkele soort plant of dier
myrmecochoor	- plantensoort die zich door mieren laat verbreiden
necrofaag	- aaseter
neofyt	- plant die in het recente verleden is ingevoerd
oligotoop	- in slechts enkele biotooptypen voorkomend
polyfaag	- alleseter
predator	- roofdier
rescue-effect	- het vergroten van de overlevingskans van een lokale populatie door immigratie
saprofaag	- eter van organisch afval
stenotoop	- in een enkel biotooptype voorkomend
sub-adult	- bijna volwassen
synanthroop	- voornamelijk voorkomend in menselijke nederzettingen
territorium	- gebied dat verdedigd wordt tegen soortgenoten
thermofiel	- warmteminnend
urbaan	- betrekking hebbend op stedelijk gebied
xerofiel	- droogteminnend
zöochoor	- plant die zich door dieren laat verbreiden

Literatuur

Alexandrowicz, S.W. 1995.

Ruins of Carpathian castles as refuges of land snails. *Ochroņa Przyrody* 52: 3-18.

Angold, P.G. 1997.

Edge effects in fragmented habitats: implications for nature conservation. In: K. Canters (ed.), *Habitat fragmentation & Infrastructure*. NIVO, Delft; 140-148.

Apeldoorn, R.C. van 1989.

Kleine zoogdieren in versnipperde landschappen: een literatuurstudie. *Lutra* 32, 1: 21-41.

Apeldoorn, R.C. van, C. Celada & W. Nieuwenhuizen 1994.

Distribution and dynamics of the red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.) in a landscape with fragmented habitat. *Landscape Ecology* 9, 3: 227-235.

Arndt, E. & H. Pellmann 1996a.

Ökologische Charakterisierung von Biotopen im urbanen Raum am Beispiel von Modelltiergruppen. UFZ-Bericht 6, 2. Institut für Zoologie, Leipzig. 118 p.

Arndt, E. & H. Pellmann 1996b.

Arthropodengemeinschaften auf Ruderalflächen in Leipzig. In: J. Breuste (ed.), *Stadtökologie und Stadtentwicklung: Das Beispiel Leipzig*. Analytica, Berlin; 261-272.

Bahl, A., M. Pfenniger, H. Bamberger, M. Frye & B. Streit 1996.

Survival of snails in fragmented landscapes. In: J. Settele, C.R. Margules, P. Poschlod & K. Henle (eds.), *Species survival in fragmented landscapes*. Kluwer, Dordrecht; 329-343.

Bańkowska, R. 1981a.

Dolichopodidae (Diptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 33-45.

Bańkowska, R. 1981b.

Hover flies (Diptera, Syrphidae) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 57-78.

Bańkowska, R. 1981c.

Conopidae (Diptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 79-83.

Bańkowska, R. 1981d.

Pipunculidae (Diptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 85-91.

Bańkowska, R., W. Czechowski, H. Garbarczyk & P. Trojan 1985.

Present and prognosticated fauna of the housing estate Białoleka Dworska, Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 40. 166 p.

Barnaszak, J. 1982.

Apoidea (Hymenoptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 129-142.

Bekker, G.J. & H.D. van Bohemen 1990.

Inrichting en beheer van oevers en oeververdediging van rijkswateren. In: H.D. van Bohemen, D.A.G. Buizer & A. Littel (eds.), *Natuurtechniek en Waterstaatswerken*. KNNV, Utrecht; 105-124.

Bernatzky, A. 1978.

Tree ecology and preservation. Elsevier, Amsterdam. 355 p.

Blume, H.P. 1993.

Böden. In: H. Sukopp & R. Wittig (eds.), *Stadtökologie*. Fischer, Stuttgart; 154-171.

Boer, P.J. den 1968.

Spreading of risk and the stabilization of animal numbers. *Acta Biotheoretica* 18: 165-194.

- **Boer, P.J. den 1981.**
On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* 50: 39-53.
- Braun, S., W. Flückiger & J.J. Oertli 1981.**
Einfluß einer Autobahn auf den befall von Weißdorn (*Crataegus monogyna*) mit *Aphis pomi*. Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 3: 138-139.
- Bronmark, C. 1985.**
Freshwater snail diversity: effects of pond area, habitat heterogeneity and isolation. *Oecologia* 67: 127-131.
- Brown, J.H. & A. Kodric-Brown 1977.**
Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Burakowski, B. & E. Nowakowski 1981a.**
Click beetles (*Coleoptera, Elateridae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 165-180.
- Burakowski, B. & E. Nowakowski 1981b.**
Longicorns (*Coleoptera, Cerambycidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 199-218.
- **Burkey, T.V. 1989.**
Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55: 75-81.
- Butot, L.J.M. 1983.**
Mollusken. In: *Natuurbeheer in Nederland; Dieren*. Pudoc, Wageningen: 355-379.
- Cholewicka, K. 1981.**
Curculionids (*Coleoptera, Curculionidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 235-260.
- Chudzicka, E. 1982.**
Auchenorrhyncha (*Homoptera*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 143-164.
- Chudzicka, E. 1986a.**
Structure of leafhopper (*Homoptera, Auchenorrhyncha*) communities in the urban green of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 42: 67-99.
- Chudzicka, E. 1986b.**
Effect of anthropogenic pressure on leafhopper (*Homoptera, Auchenorrhyncha*) guilds. *Memorabilia Zoologica* 42: 101-123.
- Chudzicka, E., B. Pisarski & E. Wegner 1979.**
Number compensation between associations of insect fauna living in lime crowns in urban areas. *Memorabilia Zoologica* 32: 79-86.
- Chudzicka, E. & E. Skibińska 1994.**
An evaluation of the urban environment on the basis of faunistic data. *Memorabilia Zoologica* 49: 175-185.
- Cousins, S.H. 1982.**
Species size distributions of birds and snails in an urban area. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.), *Urban Ecology*. Blackwell, Oxford; 99-109.
- Crowe, T.M. 1979.**
Lots of weeds: insular phytogeography of vacant urban lots. *Journal of Biogeography* 6: 169-181.
- Czechowska, W., & R. Bielawski 1981.**
Coccinellids (*Coleoptera, Coccinellidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 181-197.
- Czechowska, W. 1982.**
Neuroptera and Mecoptera of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 165-184.
- Czechowska, W. 1985.**
Neuropteran (*Planipennia and Raphidioptera; Neuropteroidea*) communities of coniferous forests in the Kampinoska Forest and in Białołęka Dworska near Warsaw. *Fragmenta Faunistica, Warsaw* 29: 391-404.
- Czechowski, W. 1979.**
Urban woodland areas as the refuge of invertebrate fauna. *Bulletin de l'Académie Polonaise des Sciences, Série des sciences biologiques* 27, 3: 179-182.
- **Czechowski, W. 1981a.**
Carabids (*Coleoptera, Carabidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 119-144.
- Czechowski, W. 1981b.**
Harvestmen (*Arachnoidea, Opiliones*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 111-118.
- Czechowski, W., A. Kubicka & W. Staręga 1981.**
Harvestmen (*Arachnoidea, Opiliones*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 111-118.
- Czechowski, W. 1982.**
Occurrence of Carabids (*Coleoptera, Carabidae*) in the urban greenery of Warsaw according to the land utilization and cultivation. *Memorabilia Zoologica* 39: 3-108.

- Czechowski, W., W. Czechowska & J. Palmowska 1990.**
Arboreal myrmecofauna of Warsaw parks. *Fragmenta Faunistica* 35, 12: 179-183.
- Dam, D. van, H.F. van Dobben, C.F.J. ter Braak & T. de Wit 1986.**
Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in The Netherlands. *Vegetatio* 65: 47-52.
- Davis, B.N.K. 1976.**
Wildlife, urbanization and industry. *Biological Conservation* 10: 249-291.
- Davis, A.M. & T.F. Glick 1978.**
Urban ecosystems and island biogeography. *Environmental Conservation* 5, 4: 299-304.
- Davis, B.N.K. 1978.**
Urbanization and the diversity of insects. In: L.A. Mound & N. Waloff (eds.), *Diversity of insect faunas*. Blackwell, Oxford; 126-138.
- Davis, B.N.K. 1979.**
The ground arthropods of London gardens. *London Naturalist* 58: 15-24.
- Davis, B.N.K. 1982.**
Habitat diversity and invertebrates in urban areas. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & D. Seaward (eds.), *Urban Ecology*. Blackwell, Oxford; 49-63.
- Davison, A.W. 1977.**
The ecology of *Hordeum murinum* L. 3. Some effects of adverse climate. *Journal of Ecology* 65: 523-530.
- Delden, W. van 1984.**
Populatiegenetische aspecten van de eilandbiogeografie en van het biologisch minimum-areaal concept. *Vakblad voor Biologen* 64, 12: 247-251.
- Denneman, W.D., J.H. Faber & H.J.P. Eijsackers 1986.**
Zware metalen en hun effecten op natuurwaarden; een case study over de Brabantse Kempen. RIN-rapport 86/10; 76 p.
- Denters, T., R. Ruesink & B. Vreeken 1994.**
Van moerbloem tot straat-madelief. KNNV, Utrecht. 218 p.
- Dickman, C.R. 1987.**
Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology* 24: 337-351.
- Disney, R.H.L. 1972.**
Some flies associated with dog dung in an English city. *Entomologist's Monthly Magazine* 108: 93-94.
- Dorp, D. van & J.T.R. Kalkhoven 1988.**
Landscape structure as a determinant of interpatch seed dispersal in bird-dispersed plants. VIIIth International Symposium on Problems of Landscape Ecological Research, Bratislava Vol. 2: 109-113.
- Dorp, D. van 1996.**
Seed dispersal in agricultural habitats and the restoration of species-rich meadows. Thesis Agricultural University, Wageningen. 175 p.
- Douglas, I. 1983.**
The urban environment. Arnold, London. 229 p.
- Draber-Mońko, A. 1981a.**
Scatophagidae (Diptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 115-121.
- Draber-Mońko, A. 1981b.**
Calliphoridae parasitica (Diptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 123-129.
- Draber-Mońko, A. 1981c.**
Sarcophagidae and Rhinophoridae (Diptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 131-140.
- Draber-Mońko, A. 1981d.**
Tachinid flies (*Diptera, Tachinidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 141-162.
- Draber-Mońko, A. 1981e.**
Gasterophilidae, Hypodermatidae, Oestridae, Hippoboscidae and Nycterobiidae (Diptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 163-168.
- Duel, H. & F.J.A. Saris 1986.**
Waterzuivering door macro-helofytenfilters. *Landschap* 3, 4: 295-305.
- Durska, E. 1981.**
Phoridae (Diptera) of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 35: 47-56.

- Dzwonko, Z. & S. Loster 1992.**
Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. *Journal of Biogeography* 19: 195-204.
- Eijsackers, H. 1984.**
Verzuring door atmosferische depositie - Bodembiolegie. Ministerie van L & V en Ministerie van VROM. Publicatie-reeks Milieubeheer 84, 2. 51 p.
- Ellenberg, H. 1982.**
Zur Erfassung und Bewertung einer ländlichen Lokal-Avifauna. Ein Beispiel aus dem Saarland mit Bemerkungen zur Methodik. *Faunistische und floristische Notizen Saarland* 14: 111-126.
- Faeth, S.H. & T.C. Kane 1978.**
Urban biogeography; city parks as islands for *Diptera* and *Coleoptera*. *Oecologia* 32: 127-133.
- Farjon, J.M.J., W.B. Harms & M.Scheffer 1987.**
Landschapsecologische structuurschets Utrecht; een aanzet tot een ecologische inbreng in groenstructuurplannen. Rapport nr. 483. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen. 179 p.
- Farjon, J.M.J., N.F.C. Hazendonk & W.J.C. Hoeffnagel 1997.**
Verkenning Natuur en Verstedelijking 1995-2020. Achtergrondrapport 10 Natuurverkenningen '97. IKC Natuurbeheer, Wageningen. 151 p.
- Frankie, G.W. & L.E. Ehler 1978.**
Ecology of insects in urban environments. *Annual Review of Entomology* 23: 367-387.
- Garay, I. & L. Nataf 1982.**
Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.), *Urban Ecology*. Blackwell, Oxford; 201-207.
- Garbarczyk, H. 1982.**
Proctotrupeidea (Hymenoptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 41-60.
- Gavareski, C.A. 1976.**
Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle. *Condor* 18: 375-382.
- Gepp, J. 1975.**
Die neuropteren von Graz: Ein Beitrag zur Kenntnis der mitteleuropäischen Großstadtfaua. *Mitteilungen der naturwissenschaftlichen Verein Steiermark* 105: 265-278.
- Gilbert, O.L. 1989.**
The ecology of urban habitats. Chapman and Hall, London. 369 p.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer 1980.**
Handbuch der Vögel Mitteleuropas 9, Akademischen Verlag, Wiesbaden: 579-610.
- Goode, D.A. 1989.**
Urban nature conservation in Britain. *Journal of Applied Ecology* 26: 859-873.
- Górska, D. 1979.**
Communities of synanthropic flies (*Diptera*) in the region of Warsaw and Kalisz. *Memorabilia Zoologica* 30: 3-26.
- Górska, D. 1981.**
Anthomyidae, Muscidae and non-parasitic *Calliphoridae (Calyptera, Diptera)* of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 93-114.
- Grashof-Bokdam, C. 1997.**
Colonization of forest plants: the role of fragmentation. *Scientific Contribution 5. IBN-DLO, Wageningen*. 103 p.
- Greven, H.C. 1992.**
Mossen op bunkers II. *De Levende Natuur* 93, 6: 193-197.
- Haeck, J. 1969.**
Colonization of the mole (*Talpa europaea* L.) in the IJsselmeerpolders. *Netherlands Journal of Zoology* 19: 145-248.
- Haeseler, V. 1972.**
Anthropogene Biotope (Kahlschlag, Kiesgrube, Stadtgärten) als Refugien für Insekten, untersucht am Beispiel der Hymenoptera, Aculeata. *Zoologisches Jahrbuch der Systematik* 99, Jena: 133-212.
- Haeseler, V. 1982.**
Ameisen, Wespen und Bienen als Bewohner gepflasterter Bürgersteige, Parkplätze und Straßen (*Hymenoptera, Aculeata*). *Drosera* 1: 17-32.
- Hanski, I., T. Pakkala, M. Kuussaari & L. Guangchun 1995.**
Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* 72: 21-28.

- Harris, S. 1986.**
Urban foxes. Whittet, London. 128 p.
- Harrison, S. 1991.**
Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 73-88.
- Higgs, A.J. & M.B. Usher 1980.**
Should nature reserves be large or small? *Nature* 285: 568-569.
- Higler, L.W.G. 1983.**
Een hydrobiologische visie op het Indicatief Meerjaren Programma. *Vakblad voor Biologen* 63, 9: 169-172.
- Higler, L.W.G. 1987.**
Geschiedenis van de biologische waterbeoordeling. In: P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler (eds.), *Biologische Waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?* Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, RIN, Leersum; 15-22.
- Hitchings, S.P. & T.J.C. Beebee 1997.**
Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity* 79: 117-127.
- Hof, S. van 't 1992.**
Minimilieu van minifauna; het belang van zeer kleine landschapselementen als leefgebied van ongewervelde dieren. *LONL*, Utrecht. 22 p.
- Horbert, M., H.P. Blume, H. Elvers & H. Sukopp 1982.**
Ecological contributions to urban planning. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & R.D. Seaward (eds.), *Urban Ecology*. Blackwell, Oxford; 255-275.
- Hough, M. 1984.**
City form and natural process. Routledge, London. 280 p.
- Husslage, W.J.G. 1996.**
De stedelijke groenstructuren van Europa. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn. 152 p.
- Huijser, M.P. & P.J.M. Bergers 1997.**
Egels en verkeer: effecten van wegen en verkeer op egelpopulaties. DWW Ontsnipperingssreeks 35. Ministerie van V&W, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft. 65 p.
- Jabłonski, P. 1991.**
Rozmieszczenie puszczyka *Strix aluco* w Warszawie. *Acta Ornithologica* 26, 1: 31-38.
- Jackowiak, B. 1994.**
Outline of the floristical - ecological method of estimating environmental changes in the zone of a town 's influence. *Memorabilia Zoologica* 49: 83-92.
- Jędraszko-Dąbrowska, D. 1990.**
Specific features of an urban lake bird community. In: M. Luniak (ed.), *Urban ecological studies in central and eastern Europe*. PAN, Wrocław; 167-181.
- Jędryczkowski, W. 1981.**
Isopods (*Isopoda*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 79-86.
- Jędryczkowski, W. 1982.**
Millipedes (*Diplopoda*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 253-262.
- Kalkhoven, J.T.R., R.C. van Apeldoorn & R.P.B. Foppen 1995.**
Fauna en natuurdoeltypen; minimumoppervlakte voor kernpopulaties van doelsoorten zoogdieren en vogels. IBN-rapport 193, IBN-DLO, Wageningen; 134 p.
- Kasprzak, K. 1981.**
Enchytraeids (*Oligochaeta, Enchytraeidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 59-67.
- Kasprzak, K. 1986.**
Structure of enchytraeid (*Oligochaeta, Enchytraeidae*) communities of urban green areas of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 41: 71-79.
- Kelcey, J.G. 1978.**
The green environment of inner urban areas. *Environmental Conservation* 5, 3: 197-203.
- Kindvall, O. & J. Ahlen 1992.**
Geometrical factors and population dynamics of the bush cricket, *Metrioptera bicolor Philippi* (Orthoptera: Tettigoniidae). *Conservation Biology* 6: 520-529.
- Klausnitzer, B. 1983a.**
Zur Insektenfauna der Städte. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 27: 49-59.

- Klausnitzer, B. 1983b.**
Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Laufkäfer (Col., Carabidae) des Stadtgebietes von Leipzig. Entomologische Nachrichten und Berichte 27: 241-261.
- Klausnitzer, B. & K. Richter 1984.**
Veränderungen trophischer Strukturen bei unterschiedlich urban beeinflussten Arthropodengesellschaften. Tagungsberichte 2. Leipziger Symposium Urbane Ökologie 18: 19-24.
- Klausnitzer, B. 1986.**
Zum Inselcharakter städtischer Grünräume. Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx-Universität Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 35: 593-606.
- Klausnitzer, B. 1987.**
Ökologie der Großstadtf fauna. Fischer, Jena. 225 p.
- Klausnitzer, B. 1989.**
Verstädterung von Tieren. Ziemsen, Wittenberg. 316 p.
- Klenke, R. 1986.**
Ökofaunistische Untersuchungen an den Kleinsäuger-populationen unterschiedlicher Habitatinseln in Leipzig. Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx Universität Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 35: 607-618.
- Kohsiek, L.H.M., D. Fraters, R. Franken, J. Latour, A.M.A. van der Linden, R. Reiling & W.J. Willems 1994.**
Pollution of soils and groundwater in the European Community. In: M.H. Donker, H. Eijsackers & F. Heimbach (eds.), Ecotoxicology of soil organisms. Lewis, Boca Raton; 35-69.
- Kornaś J. 1982.**
Man's impact upon the flora: processes and effects. Memorabilia Zoologica 37: 11-30.
- Koster, A. 1985.**
Sporwegterreinen van betekenis voor plant en dier. De Levende Natuur 86: 194-199.
- Koster, A. 1988.**
Insektenbeheer. Wetenschappelijke Mededelingen 187 KNNV, Utrecht. 110 p.
- Krzyżanowska, E., A. Dziabaszewski, B. Jackowska & W. Stareńga 1981.**
Spiders (*Aranoidea*, *Aranei*) of Warsaw and Mazovia. Memorabilia Zoologica 34: 87-110.
- Kubicka, A. 1981.**
Scarabaeids (*Coleoptera*, *Scarabaeidae*) of Warsaw and Mazovia. Memorabilia Zoologica 34: 145-164.
- Kühnelt, W. 1982.**
Free-living invertebrates within the major ecosystems of Vienna. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.). Blackwell, Oxford; 83-87.
- Kuttler, W. 1993.**
Stadtklima. In: H. Sukopp & R. Wittig (eds.), Stadtökologie. Fischer, Stuttgart; 113-153.
- Kuznetzova, N.A. 1994.**
Collembolan guild structure as an indicator of tree plantation conditions in urban areas. Memorabilia Zoologica 49: 197-205.
- Lancaster, R.K. & W.E. Rees 1979.**
Bird communities and the structure of urban habitats. Canadian Journal of Zoology 57: 2358-2368.
- Levins, R. 1970.**
Extinction. In: M. Gesternhaber (ed.), Some mathematical problems in biology. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island; 75-108.
- Lindström, E. 1989.**
Food limitation and social regulation in a red fox population. Holarctic Ecology 12: 70-79.
- Liro, A. & J. Szacki 1987.**
Movements of field mice *Apodemus agrarius* (Pallas) in a suburban mosaic of habitats. Oecologia 74: 438-440.
- Liro, A. & J. Szacki 1994.**
Movement of small mammals along two ecological corridors in suburban Warsaw. Polish Ecological Studies 20, 3-4: 227-231.
- Luniak, M. 1980.**
Birds of allotment gardens in Warsaw. Acta Ornithologica 17, 20: 298-319.
- Luniak, M. 1981.**
The birds and the park habitats in Warsaw. Acta Ornithologica 18, 6: 335-374.
- Luniak, M. 1983.**
The avifauna of urban green areas in Poland and possibilities of managing it. Acta Ornithologica 19, 1: 3-61.

- Luniak, M. 1995.**
Peregrine falcon *Falco peregrinus* in cities - the background for its planned reintroduction in Warsaw. Acta Ornithologica 30, 1: 53-61.
- Mabelis, A.A. 1983.**
De betekenis van dood hout voor ongewervelde dieren. Nederlands Bosbouw tijdschrift 55, 2/3: 78-85.
- Mabelis, A.A. & H.J.W. Vermeulen 1991.**
Het belang van wegbermen voor de fauna. In: H. Heemsbergen, K.V. Sykora & A.P. Schaffers (eds.), Wegbermen, betekenis voor vegetatie en fauna. Adviesgroep Vegetatiebeheer Ministerie van LNV, Wageningen; 35-55.
- Mabelis, A. 1994.**
Flying as a survival strategy for wood ants in a fragmented landscape (*Hymenoptera, Formicidae*). Memorabilia Zoologica 48: 147-170.
- Mabelis, A. & E. Mekenkamp 1996.**
Grasshoppers in fragmented habitats. Proceedings Experimental & Applied Entomology, Nederlandse Entomologische Vereniging, Amsterdam 7: 151-152.
- MacArthur, R.H. & E.O. Wilson 1967.**
The theory of island biogeography. Monographs in Population biology. Princeton University Press.
- Macdonald, D.W. & M.T. Newdick 1982.**
The distribution and ecology of foxes, *Vulpes vulpes* (L.) in urban areas. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.), Urban ecology. Blackwell, Oxford; 123-135.
- Mader, H.J. 1979.**
Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 19. 131 p.
- Mader, H.J. 1980.**
Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur und Landschaft 55, 3: 91-96.
- Mader, H.J. & M. Mühlberg 1980.**
Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatsinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna. Pedobiologie 21: 46-59.
- Mader, H.J. & G. Pauritsch 1981.**
Nachweis des Barriere-Effektes von verkehrsarmen Straßen und Forstwegen auf Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzungsversuche. Natur und Landschaft 56, 12: 451-454.
- Mader, H.J. 1988.**
The significance of paved agricultural roads as barriers to ground-dwelling arthropods. In: K.F. Schreiber (ed.), Connectivity in landscape ecology. Münstersche Geographische Arbeiten 29, Münster; 97-100.
- Maren, E.N. van & P.H. de Zeeuw 1990.**
De overgang stad-land. Afd. Landschapsarchitectuur, Directie Bos- en Landschapsbouw, Utrecht. 74 p.
- Maurer, R. 1974.**
Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflussbereich von Verkehrsimmissionen. Oecologia 14: 327-351.
- Mazgajska, J. 1996.**
Distribution of amphibians in urban water bodies (Warsaw agglomeration, Poland). Ekologia Polska 44, 3-4: 245-257.
- Maréchal, P. & W. Veenhuizen 1997.**
Vogels in het stedelijk milieu; inventarisatie in Eindhoven. Wetenschappelijke Medelingen 218. KNNV, Utrecht. 111 p.
- Melchers, M. & R. Daalder 1996.**
Sijtsjes en Drijfsijtsjes; De vogels van Amsterdam. Schuyt & Co, Haarlem. 352 p.
- Ministerie van CRM 1982.**
Natuur in de stedelijke omgeving. Staatsuitgeverij, Den Haag. 161 p.
- Ministerie van L&V 1988.**
Handleiding voor de bescherming van bedreigde muurplanten. Velder van den Hezelaer, Amsterdam. 92 p.
- Ministerie van VROM 1990.**
4e Nota over de Ruimtelijke Ordening Extra (VINEX).
- Ministerie van LNV 1995.**
Discussienota Visie Stadslandschappen. Van de Rhee, Rotterdam.

- Molenaar, J.G. de, D.A. Jonkers & R.J.H.G. Henkens 1997.**
Wegverlichting en natuur. I. Een literatuurstudie naar de werking en effecten van licht en verlichting op de natuur. DWW Ontsnipperingsreeks 34. IBN-rapport 287. 293 p.
- Mooij, J.H. 1982.**
De bosuil. Kosmos, Utrecht. 100 p.
- Morris, M.G. 1971.**
The management of grassland for the conservation of invertebrate animals. In: E. Duffey & A.S. Watt (eds.), 11th Symposium of the British Ecological Society: 528-552.
- Mulsow, R. 1978.**
Zur Struktur und Jahresdynamik der Parkvogelgemeinschaft in Hamburg. Beiträge Avifauna Rheinland 11: 44-50.
- Mulsow, R. 1980.**
Untersuchungen zur Rolle der Vögel als Bioindikatoren am Beispiel ausgewählter Vogelgemeinschaften im Raum Hamburg. Hamburger Avifaunistische Beiträge: 1-270.
- Mulsow, R. 1982.**
Bird communities as indicators of urban environment. In: M. Luniak & B. Pisarski (eds.), Animals in urban environment. Polskiej Akademii Nauk, Wrocław; 61-68.
- Natuurbeschermingsraad 1993.**
Op de grens van stad en land; advies over natuur en landschap in stadsrandgebieden. Utrecht. 55 p.
- Niedbala, W. 1982.**
L'acarofaune milieux urbains sur l'exemple de l'agglomération varsoivienne. In: M. Luniak & B. Pisarski (eds.), Animals in urban environment. Polskiej Akademii Nauk, Wrocław: 69-78.
- Niedbala, W., C. Błaszak, J. Błoszyk, M. Kaliszawski & A. Kaźmierska 1982.**
Soil mites (Acari) of Warsaw and Mazovia. Memorabilia Zoologica 36: 235-251.
- Nowakowski, E. 1982.**
Influence of urbanization on the structure of wireworm (*Coleoptera, Elateridae*) communities. In: M. Luniak & B. Pisarski (eds.), Animals in urban environment. Polskiej Akademii Nauk, Wrocław: 79-90.
- Nowakowski, E. 1986.**
Structure of soil click beetle (*Coleoptera, Elateridae*) communities in urban green areas of Warsaw. Memorabilia Zoologica 41: 81-102.
- Obst, F.J. 1986.**
Amphibien und Reptilien in der Stadt - ihre Rolle und ihre Chancen in der fauna urbaner Bereiche. Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx Universität Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 35: 619-626.
- Opdam, P., G. Rijdsdijk & F. Hustings 1985.**
Bird communities in small woods in an agricultural landscape: Effects of area and isolation. Biological Conservation 34: 333-352.
- Opdam, P. & A. Schotman 1987.**
Small woods in rural landscape as habitat islands for woodland birds. Acta oecologica 8, 2: 269-274.
- Opdam, P. 1991.**
Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. Landscape Ecology 5, 2: 93-106.
- Owen, J. & D.F. Owen 1975.**
Suburban gardens: England 's most important nature reserve? Environmental Conservation 2, 1: 53-59.
- Pilipiuk, I. 1981.**
Earthworms (*Oligochaeta, Lumbricidae*) of Warsaw and Mazovia. Memorabilia Zoologica 34: 69-77.
- Pisarski, B. & P. Trojan 1976.**
Animal associations in urbanized areas (in Pools). Wiadomości Ekologiczne 22, 4: 338-344.
- Pisarski, B. & W. Czechowski 1978.**
Influence de la pression urbaine sur la myrmécophage. Memorabilia Zoologica 29: 109-128.
- Pisarski, B. 1982a.**
La faune de Varsovie - sa composition et son origine. In: M. Luniak & B. Pisarski (eds.), Animals in urban environment, Wrocław: 103-113.
- Pisarski, B. 1982b.**
Ants (*Hymenoptera, Formicidae*) of Warsaw and Mazovia. Memorabilia Zoologica 36: 73-90.
- Pisarski, B. & M. Kulesza 1982.**
Characteristics of animal species colonizing urban habitats. Memorabilia Zoologica 37: 71-77.

- Plant, C.W. 1994.**
Lepidoptera of the London area and the use of local naturalists in gathering data. *Memorabilia Zoologica* 49: 221-234.
- Pulliam, H.R. 1988.**
 Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- Pulliam, H.R. & B.J. Danielson 1991.**
 Sources, sinks and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* 137: 550-566.
- Reest, P.J. van der 1991.**
 Wie het kleine niet eert...; ongewervelde dieren en het terreinbeheer. Natuurbeschermingsraad, Utrecht. 91 p.
- Reijnen, H.J.S.M. & J.B.M. Thissen 1987.**
 Effects from road traffic on breeding bird populations in woodland. Annual Report. RIN, Leersum; 121-132.
- Reijnen, H.J.S.M. & R. Foppen 1994.**
 The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.
- Renman, G. & U. Mörtberg 1994.**
 Avifauna - relation to size, configuration and habitat conditions of green urban areas in Stockholm. *Memorabilia Zoologica* 49: 245-255.
- Renner, K. 1977.**
 Bemerkenswerte Käferarten in einem Bielefelder Komposthaufen. Bericht Naturwissenschaftlichen Verein Bielefeld 23: 145-147.
- Ringelberg, J. 1987.**
 De mogelijkheden van biologische waterbeoordeling vanuit de ecologie. In: P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler (eds.), *Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?* Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, RIN, Leersum; 37-44.
- Sawoniewicz, J. 1982.**
Ichneumonidae (Hymenoptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 5-40.
- Sawoniewicz, J. 1986.**
 Structure of *Ichneumonidae (Hymenoptera)* communities in urban green areas of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 41: 103-139.
- Schaefer, M. 1982.**
 Studies on the arthropod fauna of green urban ecosystems. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.), *Urban Ecology*. Blackwell, Oxford: 65-73.
- Schoener, T.W. & D.A. Spiller 1987.**
 High population persistence in a system with high turnover. *Nature* 330: 474-477.
- Schuhmacher, H. 1993.**
 Stadtgewässer. In: H. Sukopp & R. Wittig (eds.), *Stadtökologie*. Fischer, Stuttgart; 183-197.
- Schweiger, H. 1962.**
 Die Insektenfauna des Wiener Stadtgebietes als Beispiel einer kontinentalen Großstadtfäuna. 11. Internationalen Kongre(Entomologie Wien 1960, 3: 184-193.
- Segal, S. 1969.**
 Ecological notes on wall vegetations. Dissertation. Junk, Den Haag. 325 p.
- Siebel, H.N., A. Aptroot, G.M. Dirkse, H.F. van Dobben, H.M.H. van Melick & A. Touw 1992.**
 Rode lijst van Mossen en Korstmossen. *Gorteria* 18: 1-20.
- Simberloff, D. & L.G. Abele 1982.**
 Refuge design and island biogeography theory: effects of fragmentation. *The American Naturalist* 120, 1: 41-50.
- Skibińska, E. 1978.**
 Influence de la pression urbaine sur les groupements de *Vespidae*. *Memorabilia Zoologica* 29: 173-181.
- Skibińska, E. 1982a.**
Chrysidae (Hymenoptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 61-71.
- Skibińska, E. 1982b.**
Wasps (Hymenoptera, Vespidae) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 91-102.
- Skibińska, E. 1982c.**
Sphecidae (Hymenoptera) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 103-127.
- Skibińska, E. 1986a.**
 Structure of Sphecidae (*Hymenoptera*) communities in urban green areas of Warsaw; effects of the urban pressure on animal communities. *Memorabilia Zoologica* 41: 141-202.

- Skibińska, E. 1986b.**
Structure of wasp (*Hymenoptera, Vespoidea*) communities in the urban green of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 42: 37-54.
- Skibińska, E. 1986c.**
Effect of anthropogenic pressure on *Vespoidea* and *Sphecidae* communities. *Memorabilia Zoologica* 42: 55-56.
- Spirn, A.W. 1984.**
The granite garden; urban nature and human design. Basic books, New York. 334 p.
- Stein, W. 1971.**
Das Ausbreitungs- und Wanderverhalten von Curculioniden und seine Bedeutung für die Besiedlung neuer Lebensräume. In: P.J. den Boer (ed.), *Dispersal and dispersal power of carabid beetles*. Veenman, Wageningen; 111-117.
- Sterzyńska, M. 1982.**
Springtails (Collembola) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 217-234.
- Sterzyńska, M. 1987.**
Structure of springtail (Collembola) communities in the urban green of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 42: 3-18.
- Sterzyńska, M. 1990.**
Communities in natural and transformed soils of the linden-oak-hornbeam sites of the Mazovian Lowland. *Fragmenta Faunistica* 34: 165-262.
- Sterzyńska, M. & N. Kuznetsova 1997.**
Comparative analysis of dominant species in springtail communities (Hexapoda: Collembola) of urban greens in Moscow and Warsaw. *Fragmenta Faunistica* 40, 2: 15-26.
- Sukopp, H. & P. Werner 1983.**
Urban environments and vegetation. In: W. Holzner, M.J.A. Werger & I. Ikusima (eds.), *Man's impact on vegetation*. Junk, Den Haag; 247-260.
- Sukopp, H. & P. Werner 1987.**
Development of flora and fauna in urban areas. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. Strasbourg; 67 p.
- Sukopp, H. 1990.**
Stadtökologie, das Beispiel Berlin. Reimer, Berlin; 455 p.
- Sukopp, H. & A. Wurzel 1995.**
Klima- und Florenveränderungen in Stadtgebieten. *Angewandte Landschaftsökologie* 4: 103-130.
- Szacki, J., I. Głowacka, A. Liro & A. Matuszkiewicz 1994.**
The role of connectivity in the urban landscape: some results of research. *Memorabilia Zoologica* 49: 49-56.
- Teixeira, R.M. 1979.**
Atlas van de Nederlandse broedvogels. De Lange van Leer, Deventer. 431 p.
- Thomas, C.D., J.A. Thomas & M.S. Warren 1992.**
Distributions of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. *Oecologia* 92: 563-567.
- Tischler, W. 1973.**
Ecology of arthropod fauna in man-made habitats. *Zoologische Anzeiger* 191: 157-161.
- Tjallingii, S.P. 1993.**
Water relations in urban systems, an ecological approach to planning and design. In: C.C. Vos & P.F.M. Opdam (eds.), *Landscape Ecology in an stressed Environment*. Chapman & Hall, London; 281-302.
- Tjallingii, S.P. 1995.**
Ecopolis. Backhuys, Leiden. 159 p.
- Tjallingii, S.P. 1996.**
Ecological conditions: strategies and structures in environmental planning. IBN Scientific contributions 2, DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen. 320 p.
- Toft, C.A. & T.W. Schoener 1983.**
Abundance and diversity of orb spiders on 106 Bahamian islands: biogeography at an intermediate trophic level. *Oikos* 41: 411-426.
- Trepl, L. 1994.**
Towards a theory of urban biocoenoses: some hypotheses and research questions. *Memorabilia Zoologica* 49: 15-19.
- Trojan, P. 1981a.**
Urban fauna: faunistic, zoogeographical and ecological problems. *Memorabilia Zoologica* 34: 3-12.

- Trojan, P. 1981b.**
Tabanomorpha (*Diptera*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 35: 3-31.
- Trojan, P., D. Górska & E. Wegner 1982.**
Processes of synanthropization of competitive animal associations. *Memorabilia Zoologica* 37: 125-135.
- Trojan, P. 1994.**
The shaping of the diversity of invertebrate species in the urban green spaces of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 49: 167-173.
- Vater, G. 1986.**
Gesundheitsschädlinge in Städten. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx Universität Leipzig, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe* 35: 627-640.
- Verboom, J., A. Schotman, P. Opdam & J.A.J. Metz 1991.**
European nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape. *Oikos* 61: 149-156.
- Verboom, J., J.H. Faber, J.T.R. Kalkhoven, J.B. Latour, P.F.M. Opdam & L. Posthuma 1995.**
Milieuverkenningen en fauna; op weg naar multiple-stress modellen. IBN-rapport 170. IBN-DLO, Wageningen. 86 p.
- Verboom, J., P.C. Luttikhuisen & J.T.R. Kalkhoven 1997.**
Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. IBN-rapport 259. IBN-DLO, Wageningen. 49 p.
- Verdonschot, P.F.M. 1987.**
Typologie als meetlat? In: P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler (eds.), *Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?* Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, RIN, Leersum; 83-102.
- Vos, C.C. & J.P. Chardon 1994.**
Herpetofauna en verkeerswegen; een literatuurstudie. DWW reeks 24, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Den Haag. 86 p.
- Vos, C.C. & A.H.P. Stumpel 1996.**
Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* 11, 4: 203-214.
- Vries, H.H. de & P.J. den Boer 1990.**
Survival of populations of *Agonum ericeti* Panz. (Col., Carabidae) in relation to fragmentation of habitats. *Netherlands Journal of Zoology, Leiden* 40: 484-498.
- Wąsowska, M. 1981.**
Chrysomelids (*Coleoptera, Chrysomelidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 219-233.
- Wąsowska, M. 1986.**
Structure of leaf beetle (*Coleoptera, Chrysomelidae*) communities in the urban green of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 42: 19-35.
- Wegner, E. 1982.**
Mosquitoes (*Diptera, Culicidae*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 201-216.
- Weigmann, G. 1982.**
The colonization of ruderal biotopes in the city of Berlin by arthropods. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.), *Urban ecology*. Blackwell, Oxford; 75-82.
- Westhoff, V. & A.J. den Held 1969.**
Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen. 324 p.
- Whiteley, D. 1994.**
The state of knowledge of the invertebrates in urban areas in Britain with examples taken from the city of Sheffield. *Memorabilia Zoologica* 49: 207-220.
- Winiarska, G. 1982.**
Noctuids (*Noctuidae, Lepidoptera*) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 36: 185-200.
- Winiarska, G. 1986.**
Noctuid moth (*Lepidoptera, Noctuidae*) communities in urban parks of Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 42: 125-148.
- Wittig, R. 1993.**
Flora und Vegetation. In: H. Sukopp & R. Wittig (eds.), *Stadtökologie*. Fischer, Stuttgart; 198-238.
- Wittig, R. & K.J. Durwen 1982.**
Ecological indicator-value spectra of spontaneous urban floras. In: R. Bornkamm, J.A. Lee & M.R.D. Seaward (eds.), *Urban ecology*. Blackwell, Oxford; 23-31.
- Zwölfer, H. 1965.**
Preliminary list of phytophagous insects attacking wild Cynareae (*Compositae*) in Europe. Commonwealth Institute of Biological Control, Technical Bulletin 6: 81-154.

Het bestellen van IBN-rapporten

IBN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op gironummer 94 85 40 of banknummer 53.91.05.988 van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen.

Vermeld op de overschrijving het nummer van het gewenste IBN-rapport (en naam en afleveradres als die afwijken van de naam en adres op de overschrijving).

Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller andersniet op onze bijschrijving komt. Het bestelde kan dan niet worden toegezonden.

Onderstaande lijst vermeldt alleen de rapporten die in 1997 en 1998 zijn verschenen. Een volledige lijst is op aanvraag gratis verkrijgbaar.

- 255 G.W.W. Wamelink, H.F. van Dobben, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz 1997.**
Maaigevoeligheid van de Nederlandse flora; aanvulling van de door Briemle & Ellenberg (1994) geschatte indicatiegetallen. 55 p. f 41,50
- 256 G.J. Nabuurs, K. Kramer & G.M.J. Mohren 1997.**
Effecten van klimaatverandering op het Nederlandse bos en bosbeheer. 55 p. f 48,-
- 257 M.E.A. Broekmeyer & A.P.P.M. Clerkx 1997.**
Vegetatie en bosstructuur van het bosresevaat De Zwarte Bulten. 77 p. f 45,-
- 258 W.K.R.E. van Wingerden, F.A. Bink, D.A. Jonkers, F.J.J. Niewold & A.L.J. Wijnhoven 1997.**
Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie. II. De effecten van begrazing. 128 p. f 51,50
- 259 J. Verboom, P.C. Luttikhuisen & J.T.R. Kalkhoven 1997.**
Minimumarealen voor dieren in duurzamepopulatiernetwerken. 49 p. f 31,50
- 260 P.A.M. Visschedijk 1997.**
Kaarten recreatiegebieden compensatiebeginsel. 72 p. f 41,50
- 261 G.M. Dirkse 1997.**
Vegetatiekartering van de Schinveldse bossen en de Brunsummerheide in 1996. 100 p. f 47,50
- 262 P.J.M. Bergers 1997.**
Versnippering door railinfrastructuur; een verkennende studie. 68 p. f 40,-
- 263 T. Schavemaker, N. Brink, J.W.M. Langeveld, E. Murriss, J. Nieuwenhuis & K. Vos 1997.**
Onderzoek naar de plaats van het groene vakgebied binnen de gemeentelijke organisatie. 35 p. f 31,50
- 264 A.H.J. Segeren & P.A.M. Visschedijk 1997.**
Het recreatief gebruik van SBB-terreinen in de regio Brabant-West. 79 p. f 40,-
- 265 J. van Asten, A. Augustijn-van Buren, B.J. Galjaard, D.A. van der Heij, C. Jochemsen, H.D. van der Kamp & J. van Reijendam 1997.**
Groencompensatie in de gemeenten; startnotitie. 31 p. f 31,50
- 266 ME. Sanders, A.M. Schmidt, A.J. Griffioen & G. van Wirdum 1997.**
Kartering van de vegetatiestructuur van de Weerribben. 78 p. f 57,-
- 267 H. Koop, L.J. van Os & A.P.P.M. Clerkx 1997.**
Start monitoring omvormingsbeheer Staphorst. 55 p. f 42,-
- 268 N.H. Edelenbosch & R.A.M. Schrijver 1997.**
Ex-ante-evaluatie van bosuitbreiding door agrariërs; de haalbaarheid van het bebossingsbeleid op landbouwbedrijven. 125 p. f 50,-
- 269 H.J.M. Goverde, J. Wissershof, E.K. Dijkstra & R.A.M. Tilmans 1997.**
Bestuurlijke Evaluatie Strategische Groenprojecten Natuurontwikkeling. 118 p. f 50,-
- 270 J. van den Burg 1997.**
Groei en groeiplaats van de Grove den en de Corsicaanse den in Nederland. 91 p. f 40,-

- 271 J.K. van Raffe, P.J.W. Hinssen, N.W.J. Borsboom & H.G. Six Dijkstra 1997.**
Instrumentarium bosbedrijfsvoering; een onderzoek naar de beschikbaarheid van en de behoefte aan computerprogrammatuur ter ondersteuning van de bedrijfsvoering van Nederlandse bosbedrijven. 71 p. Supplement. 56 p. Deze twee delen zijn niet afzonderlijk te bestellen. f 50,-
- 272 J.B. den Ouden, M.E.A. Broekmeyer & H.G.J.M. Koop 1997.**
A-locatie bossen in Overijssel; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relicten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Overijssel. 229 p. f 70,-
- 273 J. van den Burg 1997.**
Groei en groeiplaats van Japanse lariks, *Abies grandis* en *Tsuga heterophylla* in Nederland. 68 p. f 40,-
- 274 D.M. Pronk, T.A. de Boer & H.W.J. Boerwinkel 1997.**
Aantrekkingskracht van parken op stadsniveau. 129 p. f 53,-
- 275 K.S. Dijkema, N.M.J.A. Dankers, G.J.M. Wintermans, J.C.A.M. Bervaes & D.C. van der Werf 1997.**
Compensatie voor gaswinning in het grensgebied met de Waddenzee: visie op een rol voor natuurontwikkeling. 55 p. f 41,50
- 276 K.S. Dijkema, N.M.J.A. Dankers, G.J.M. Wintermans, J.C.A.M. Bervaes & D.C. van der Werf 1997.**
Bodemdaling en waterhuishouding in Groningen: visie op een grotere rol voor natuurontwikkeling. 41 p. f 31,50
- 277 F.J.J. Niewold 1997.**
De fauna van het Dwingelderveld: recente ontwikkelingen en een faunabeheerplan. 98 p. f 40,-
- 278 C.L.M. Spinnewijn & T.A. de Boer 1997.**
'Water trekt'; een kwalitatief onderzoek naar gebruik en beleving van het water in de Waterwijk in Almere. 75 p. f 50,-
- 279 A.P.P.M. Clerkx & M.E.A. Broekmeyer 1997.**
Bosdynamiek in Noordhout; tien jaar monitoring van een Wintereiken-Beukenbos. 95 p. f 50,-
- 280 J.K. van Raffe 1997.**
Handleiding Tactic; een computerprogramma voor de tactische bosbedrijfsplanning. 46 p. f 30,-
- 281 P.A. Slim & H.F. van Dobben 1997.**
De baten van vegetatiebeheer. 59 p. f 41,50
- 282 J.C.A.M. Bervaes, D.M. Pronk & T.A. de Boer 1997.**
Recreatie in de Dordwijkzone. 115 p. f 51,50
- 283 I.M. Bouwma & A.F.M. Olsthoorn 1997.**
Weerstandshogende maatregelen in bossen. 67 p. f 40,-
- 284 I.M. Bouwma & A.F.M. Olsthoorn (red.) 1997.**
Trends in het ecologisch functioneren van bossen. 77 p. f 45,-
- 285 C.B. Bussink, E.A.P. Wieman & A.F.M. Olsthoorn 1997.**
Verwachting en knelpunten van kleinschalig bosbeheer; een enquête onder bosteigenaren en bosbeheerders. 144 p. f 51,50
- 286 J. van den Burg 1997.**
Groei en groeiplaats van de fijnspar en de Sitkaspar in Nederland. 79 p. f 41,50
- 287 J.G. de Molenaar, D.A. Jonkers & R.J.H.G. Henkens 1997.**
Wegverlichting en natuur, I. Een literatuurstudie naar de werking en effecten van licht en verlichting op de natuur. 293 p. f 70,-
- 288 A.P.P.M. Clerkx, M.E.A. Broekmeyer & P.J. Szabo 1997.**
Bosstructuur en vegetatie van het bosreservaat Drieduin 1. 55 p. f 43,-
- 289 W.C. Ma, H. Siepel & J.H. Faber 1997.**
Onderzoek naar mogelijke ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging in de uiterwaarden op de terrestrische invertebratenfauna. 79 p. f 42,-
- 290 P. Filius 1997.**
Institutioneel draagvlak voor natuur. 87 p. f 49,-
- 291 W. Kuindersma, G.J. Zweegman & J.P.P. Hinssen 1997.**
Van beleidsprestaties naar oorzaken; natuurbeleid is mensenwerk. 185 p. f 61,50
- 292 H. Schekkerman 1997.**
Graslandbeheer en groeimogelijkheden voor weidevogelkuikens. 92 p. f 40,-
- 293 J.W.M. Langeveld, S.P. Tjallingii & L. Bus 1997.**
Stromenland; Netwerken van verkeer en water als dragers voor ruimtelijke ontwikkeling. 99 p. f 50,-

- 294 R. Pouwels 1997.**
Effecten van habitatverarming op het broedsucces van insectenetende vogels: het stoelpotenmodel. 53 p. f 40,-
- 295 P.A. Slim 1997.**
Vooronderzoek duindoornsterfte duingebied Oost-Ameland. 61 p. f 41,50
- 296 P.J. Szabo 1997.**
De bosstructuur en samenstelling van bosreservaat Meerdijk 1991 (Flevoland); luchtfoto's en steekproefcirkels. 60 p. f 40,-
- 297 G.F.C. van Leiden 1997.**
Openstelling en toegankelijkheid van het agrarisch gebied. 108 p. f 53,-
- 298 G. van Wirdum & V. Joosten 1997.**
De proef 'Grondwater als bron' in De Weerribben; Basisrapport over de periode 1989-1995. 145 p. f 56,-
- 299 J.B. den Ouden & M.E.A. Broekmeyer 1997.**
A-locatie bossen in Utrecht; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relictten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Utrecht. 83 p. f 40,-
- 300 J.B. den Ouden 1997.**
A-locatie bossen in Drenthe; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relictten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Drenthe. 101 p. f 50,-
- 301 M.E.A. Broekmeyer & J.B. den Ouden 1997.**
A-locatie bossen in Noord-Holland; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van relictten van inheemse bosgemeenschappen in de provincie Noord-Holland. 85 p. f 40,-
- 302 A. Brenninkmeijer & E.W.M. Stienen 1997.**
Migratie van de grote stern *Sterna sandvicensis* in Denemarken en Nederland. 57 p. f 40,-
- 303 J. van den Burg 1997.**
Groei en groeiplaats van de beuk in Nederland. 60 p. f 40,-
- 304 C.J. Grashof 1997.**
Verbindingszones en algemene natuurwaarden in het middengebied van de Achterhoek; een verkenning van enkele scenario's 57 p. f 48,-
- 305 A.P.P.M. Clerkx, M.E.A. Broekmeyer & P.J. Szabo 1997.**
Bosstructuur en vegetatie van het bosreservaat Drieduin 2. 64 p. f 47,-
- 306 J.F. Jonkhof (red.) 1997.**
Landschapspark De Graven; ecologisch onderzoek voor een geïntegreerde ontwikkelingsvisie. 123 p. f 65,-
- 307 P.A. Slim 1997.**
Vooronderzoek meidoornsterfte duingebied Oost-Ameland. 25 p. f 31,50
- 308 M.H.A. van den Ham, E. Hoogendam, C.L.M. Spinnewijn & R.H.M. Peltzer 1997.**
Bos zonder slagbomen; een kwalitatief onderzoek naar de openstelling en toegankelijkheid van bos. 114 p. f 50,-
- 309 J. van den Burg 1997.**
Groei en groeiplaats van de Zwarte els en van de Witte els in Nederland. 57 p. f 40,-
- 310 J. van den Burg 1997.**
Groei en groeiplaats van de zomereik, de wintereik en de Amerikaanse eik in Nederland. 104 p. f 40,-
- 311 A. Oosterbaan, C.A. van den Berg & A.F.M. Olsthoorn 1997.**
Ontwikkelingen in mengverhouding en groei van enkele gemengde beplantingen. 40 p. f 31,50
- 312 G.W.W. Wamelink, C.J.F. ter Braak & H.F. van Dobben 1997.**
De Nederlandse natuur in 2020: schatting van de potentiële natuurwaarde in drie scenario's. 79 p. f 48,-
- 313 C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1997.**
Natuurlijke verjonging van grove den (*Pinus sylvestris*); zaadval en de invloed van grondbewerking, afrasteren en een scherm op de opkomst en ontwikkeling van zaailingen. 38 p. f 31,50
- 314 P.J. Szabo 1997.**
De bosstructuur en bossamenstelling van bosreservaat Lheebroek bij Dwingeloo in 1988; luchtfoto's en steekproefcirkels. 57 p. f 40,-
- 315 A.H. Prins 1997.**
Natuurwaarden van het populierenbos ten noordoosten van het Van Tuyll sportpark in Zoetermeer. 25 p. f 30,-
- 316 G.W.T.A. Groot Bruinderink, H.G.J.M. Koop, A.T. Kuiters & D.R. Lammertsma 1997.**
Herstel van het ecosysteem Veluwe-IJsseluitwaarden; gevolgen voor bosontwikkeling, edelherten en wilde zwijnen. 27 p. f 34,-

- 317 E.P.A.G. Schouwenberg & G. van Wirdum 1997.**
Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben; monitoring van kraggenvenen in de periode 1991-1996. 172 p. f 61,50
- 319 J.M.J. Farjon, J. Verboom, A.M.C.F. Buit, R.P.B. Foppen, R. Jochem, W.C. Knol & P. Kuivenhoven 1997.**
Koppeling van natuurmodellen voor nationale natuur- en milieuverkenningen; een verkenning van mogelijkheden. IBN-DLO/SC-DLO. 70 p. f 45,-
- 320 L.G. Moraal 1997.**
Eikenprachtkever, *Agrilus biguttatus*, en eikensterfte: een literatuurstudie over aantastingen, levenswijze en verspreiding. 24 p. f 30,-
- 321 H.F. van Dobben, M.J.M.R. Vocks, I.M. Bouwma, G.W.W. Wamelink & V. Joosten 1997.**
Eerste opname van de ondergroei in het MeetnetBosvitaliteit. 29 p. f 31,50,-
- 322 W. Kuindersma & G.J. Zweegman 1997.**
Grondverwerving voor natuur: het rijk van provincies?; de provinciale oriëntaties op grondverwerving voor bosuitbreiding in de Randstad, natuurontwikkelingen reservaatvorming. 89 p. f 41,50
- 323 R.P.B. Foppen & W. Nieuwenhuizen 1997.**
Probleemanalyse ten behoeve van het soortbeschermingsplan hazelmuis *Muscardinus avellanarius*. 70 p. f 40,-
- 324 J.K. van Raffe, R.A.M. Schrijver, N.H. Edelenbosch, P.J.W. Hinssen, J. Hekman & H. Verbeek 1997.**
Informatieplan Databank Gemeentelijk Groenbeheer. 53 p. f 41,50
- 325 P.A. Slim, H.F. van Dobben & R.M.A. Wegman 1997.**
Maatregelen voor vernatting in de landgoederen Smalenbroek en Groot Brunink. 47 p. f 42,-
- 326 W.E. van Duin, K.S. Dijkema & J. Zegers 1997.**
Veranderingen in bodemhoogte (opslibbing, erosie en inklink) in de Peazemerlannen. 104 p. f 65,-
- 327 I.M. Bouwma, A.P.P.M. Clerkx & A.F.M. van Hees 1997.**
Bosdynamiek in het Vijlnerbos. 37 p. f 36,-
- 328 R.J. Bijlsma, J.T.R. Kalkhoven & H.G.J.M. Koop 1997.**
Natuurbos-zones; een procedure voor aanwijzing. 30 p. f 31,50
- 329 C.A. van der Kooij 1997.**
Abiotiek in oude elzenbroekbossen; een beschrijving van gradiënten in bodemprofiel en waterkwaliteit in de Oude Kooi en de Otterskooi. 103 p. f 54,50-
- 330 H. Koop 1997.**
Pilotstudie A-lokaties; beschrijving van 10 (complexen van) A-lokaties en diagnosemethode voor mate van natuurlijkheid. 92 p. f 40,-
- 331 H. Schekkerman, A.J. Beintema & L.M.J. van den Bergh 1997.**
Mobiliteit van grutto's in de ruime jas. 33 p. f 30,-
- 333 A. Oosterbaan, J.P. Peeters & C.A. van den Berg 1997.**
De historie van een beukenopstand bij Garderen. 23 p. f 30,-
- 334 H.J. Hekhuis, M.N. van Wijk & C.J.M. van Vliet 1997.**
Effectiviteit regeling Functiebeloning Bos en Natuurterreinen; een stap op weg naar realisatie van het Bosbeleidsplan. 161 p. f 61,50
- 335 G.J. Zweegman & H.J. Hekhuis 1998.**
Bouwen aan draagvlak: De doelgroepkenmerkenmethode als draagvlak-indicator; ontwikkeling van een checklist voor draagvlak en toepassing ervan bij eigenaren van waardevolle bosgemeenschappen en nationale parken. 118 p. f 50,-
- 336 J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1997.**
Wegverlichting en natuur; haalbaarheidsstudie aanvullend onderzoek. 106 p. f 41,50
- 337 I.M. Bouwma, A.P.P.M. Clerkx & P.J. Szabo 1998.**
Bosstructuur en vegetatie van het bosreservaat Drieduin 3. 57 p. f 47,50
- 338 P.A.M. Visschedijk & A.H.J. Segeren 1998.**
Ontwerp monitoringmodel recreatie SGP Schouwen. 34 p. f 31,50
- 339 G.W.T.A. Groot Bruinderink, D.R. Lammertsma & E. Hazebroek 1998.**
Zelfredzaamheid van edelherten en wilde zwijnen op de Veluwe. 44 p. f 31,50
- 340 J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1998.**
Birkhoven-Bokkeduinen; bouwstenen voor de toekomstige ontwikkeling van een Amersfoorts bosgebied. 121 p. f 51,50

- 341 F.A. Bink, A.J. Beintema, H. Esselink, J. Graveland, H. Siepel & A.H.P. Stumpel 1998.**
Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen; preadvies fauna. 191 p. f 60,-
- 342 H.J. Hekhuis, A. Oosterbaan, M.N. van Wijk & C.A. van den Berg 1998.**
Voorbeeldbedrijven geïntegreerd bosbeheer Gelderland: I Start en opzet van voorbeeldbedrijven, II Beschrijving van de beheervarianten per voorbeeldbedrijf. 107 p. f 50,-
- 344 P.B. Worm 1998.**
Terreingebruik van hoefdieren op de Imbosch in het Nationaal Park Veluwezoom. 73 p. f 42,50
- 345 J.G. de Molenaar 1998.**
Een verkennende beschouwing over grondhoudingen, natuurbeelden en natuurvisies in relatie tot draagvlak voor natuur. 111 p. f 55,-
- 346 J. van den Burg 1998.**
Groei en groeiplaats van de populier en de esp in Nederland; Resultaten van 35 jaar onderzoek. 261p. f 71,50
- 347 J. Graveland 1998.**
Beheersvisie Zwarte Meer. 67 p. f 40,-
- 348 J. van den Burg 1998.**
Groeiplateiseisen van enkele loofboomsoorten: Tamme kastanje, noot, boskers, robinia en bergesdoorn. Een verkenning. 82 p. f 40,-
- 349 J.K. van Raffe, F.T.J. Hoksbergen, A.A.J.M. Leenaars, A.H. Schaafsma & C.M. van Schagen 1998.**
Houtoogst bij kleinschalig bosbeheer. 105 p. f 50,-
- 350 H.J. Hekhuis, H.G.J.M. Koop, M.N. van Wijk, I.M. Bouwma, C.B. Bussink & A.F.M. Olsthoorn 1998.**
Beheer en beleidsinstrumentarium voor A-locaties. 123 p. f 52,-
- 351 C.A. van der Kooij, K.W. van Dort, R. Kwak, A. H.F. Stortelder & R.W. de Waal 1998.**
Vernatting Randmeerbossen Flevoland; Mogelijkheden, referenties, voorbeeldprojecten en sleutelfactoren. 83 p. f 47,50
- 352 N.H. Edelenbosch, P.J.W. Hinssen & E.A.P. Wieman 1998.**
Verkenning van de toekomstige bosontwikkeling met behulp van het model HOPSY. 31 p. f 31,50
- 353 A.P.P.M. Clercx, I.M. Bouwma & A.F.M. van Hees 1998.**
Het bosreservaat Vijlnerbos; bijlagerapport. 136 p. f. 53,50
- 355 A.P.P.M. Clercx & A.F.M. van Hees 1998.**
Bosdynamiek in Tussen de Goren. 30 p. f 34,-
- 356 I.M. Bouwma 1998.**
Beheersvisie A-lokatie Edese bos. 37 p. f. 30,-
- 357 H.N. Siebel & R.J. Bijlsma 1998.**
Patroonontwikkeling en begrazing in boslandschappen: New Forest en Fontainebleau als referenties. 62 p. f 40,-
- 358 Tj.H. van den Hoek & P.F.M. Verdonschot 1998.**
Steekmuggen in Zuidwest-Friesland; de verspreiding van steekmuggen (*Culicidae*) in en nabij de Starnuman bossen. 48 p. f 30,-
- 359 K.G. Kranenborg & S.M.G. de Vries 1998.**
Vergelijkend onderzoek naar de gebruikswaarde van twaalf Nederlandse en veertien Belgische klonen van populier. 28 p. f 42,-
- 360 J.A. Sinkeldam, R.C. Nijboer & P.F.M. Verdonschot 1998.**
Typologie van diatomeeëngemeenschappen in Overijssel. 135 p. f 70,-
- 361 A.T.C. Bosveld, G.M. Dorrestein & P.L. Mieninger 1998.**
Visdieven in gevaar; Een pilot-studie naar oorzaken van verminderd broedsucces van Visdieven (*Sterna hirundo*) broedend op het sluiscomplex bij Terneuzen. 34 p. f 38,-
- 362 J.G. de Molenaar & R.J.H.G. Henkens 1998.**
Effectiviteit van wildspiegels; een literatuurevaluatie. 100 p. f 58,-
- 363 R.J.H.G. Henkens 1998.**
Ecologische capaciteit natuurdoeltypen I; methode voor bepaling effect recreatie op broedvogels. 115 p. f 52,-
- 367 I.M. van den Top, A.E. van den Berg & R.P. Kranendonk 1998.**
Natuurwensen van stadsmensen; een eerste aanzet tot het ontwikkelen van een model voor het meten van de gebruiks- en belevingskwaliteit van natuur. 72 p. f 42,-

- 368 J.C.A.M. Bervaes & D.M. Pronk 1998.**
Naar een groenstructuur in Almere Poort en Almere Hout. 87 p. f 71,-
- 369 A. Koster 1998.**
Ecologisch beheer van beplantingen in het stedelijk gebied. 349 p. f 77,-
- 373 A.A. Mabelis 1998.**
Ruimtelijke samenhang van stedelijk groen voor biodiversiteit; een synthese van de literatuur. 49 p. f 45,-