

0 30

utredning

Vilt i bymiljø

Kjetil Bevanger



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Vilt i bymiljø

Kjetil Bevanger

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

NINAs publikasjoner

NINA utgir seks ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Notat

Serien inneholder symposie-referater, korte faglige redegjørelser, statusrapporter, prosjektskisser o.l. i hovedsak rettet mot NINAs egne ansatte eller kolleger og institusjoner som arbeider med tilsvarende emner. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvervdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er **publisert andre steder**, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Bevanger, K. 1992. Vilt i bymiljø. - NINA Utredning 030: 1-42.

ISSN 0802-3107

ISBN 82-426-0187-9

Forvaltningsområde:

Viltøkologi

Wildlife

Copyright (C) NINA

Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres med kildeangivelse

Redaksjon:

Eli Fremstad

Design og layout:

Alfhild M. Borgen

Kari Sivertsen

Tegnekontoret NINA

Trykk: Bjærum Trykkeri

Opplag: 300

Trykt på 100% resirkulert Fortuna!

Kontaktadresse

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tlf. (07) 58 05 00

Referat

Bevanger, K. 1992. Vilt i bymiljø. - NINA Utredning 030: 1-42.

Foreliggende utredning er en litteraturgjennomgang som primært behandler vertebraters forekomst i og tilpasning til urbane habitater. Dens utgangspunkt er ønske fra forvaltningen om å opprettholde og å skape en artsrik fauna i boområders nærmiljø, da dette antas å øke beboernes livskvalitet. Slik "verdiøkning" er vanskelig kvantifiserbar, men kan betraktes på linje med annet forebyggende helsearbeid. Globalt sett har ingen habitattyper i dag høyere vekstrate enn de urbane. Vel 70 % av Norges befolkning er nå knyttet til byområder og tettsteder. Urbanøkologi er et forskningsområde i hurtig utvikling, særlig i USA og Mellom-Europa. Urbane økosystemer er å betrakte som "ekte" gjennom å besitte typiske systemkarakteristika som næringsnett, trofiske nivå, energi- og stoff-flyt. Mange fugle- og pattedyrarter kan identifiseres som typiske byarter gjennom å finne nisjer innen urbane miljøer, dvs. områder med ressurser og betingelser som setter dem i stand til å opprettholde livskraftige populasjoner i konkurranse med andre individer og arter. De fleste norske byer og tettsteder har kort avstand fra bykjerne til økosystemer knyttet til sjø, innsjø, elv, kulturmark og skog og følgelig et stort faunistisk potensiale i eksisterende nærmiljø. Problemstillinger og prinsipper knyttet til habitatfragmentering og restbiotoper er i mange tilfeller sammenfallende med spørsmål urbanøkologien reiser, f.eks. areal- og størrelsesfordeling mellom habitatflekker og bevaring av ubrutte korridorer fra perifer, naturlige habitater inn mot bykjerne. Faglige utfordringer ligger også i restaurering av destruerte, opprinnelige naturtyper eller i erstatningskonstruksjoner - dvs. konstruksjon av habitater som både tilfredsstiller estetiske behov hos mennesker og er attraktive som faunistiske nisjer. Økt stratifisering (f.eks. redusert pleie) i eksisterende grøntarealer er en sentral betingelse hvis målet er økt faunistisk mangfold. Ved siden av økt forskningsinnsats er opplysningsvirksomhet og bevisstgjøring av beslutningstakere, for å motarbeide tradisjonelle økonomiske interesser, forvaltningens viktigste utfordringer innen urbanøkologi.

Emneord: vilt - pattedyr - fugl - urban økologi.

Kjetil Bevanger, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Bevanger, K. 1992. Wildlife in urban habitats. - NINA Utredning 030: 1-42.

This report is a review of the literature dealing with vertebrates that are able to adapt to and live in urban habitats. Environmental management authorities want to maintain and create a diverse fauna in densely populated and urban areas as this is thought to enhance the quality of life of the inhabitants. Such quality enhancement is difficult to quantify in classical economic terms, but can be placed on a level with other types of preventive health work. Globally, today, no other types of habitat have higher rates of growth than urban ones. About 70% of the Norwegian population now lives in urban and densely populated areas. Urban ecology is a fast developing field of research, particularly in the USA and Central Europe. Urban ecosystems are to be considered as "real", having typical ecosystem and community properties such as food webs, trophic levels and flux of energy and matter. Several species of birds and mammals can be identified as typical urban species since they are able to find habitats and niches within the urban environment, i.e. in areas with resources and properties that enable them to maintain vigorous populations in competition with other individuals and species. Most towns and cities in Norway are located beside the sea, or on a lake or river, and there is usually a relatively short distance from the urban core to other types of ecosystems, e.g. farmland or forests. Consequently, these urban areas have a great "faunistical potential" in their surroundings. Problems and principles connected with habitat fragmentation, biotope remnants and patches are often related to questions raised by the urban ecologist, e.g. the size and partitioning of habitat patches and the conservation of continuous corridors between distant, natural habitats and the inner city areas. Challenges are also connected with restoration ecology and ecosystem rehabilitation, i.e. the construction of habitats which satisfy the aesthetic needs of human beings at the same time as they are attractive as faunistical niches. Increased stratification (e.g. reduced manicure) within existing parks and "green lungs" is a fundamental term if the goal is to be increased faunistic diversity. Educating and providing information to political decision makers to counteract traditional economic interests are major challenges which managers working on urban ecology have to face. An increase in research is also required.

Key words: wildlife - mammals - birds - urban ecology.

Kjetil Bevanger, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) ba i brev av 7.5.1990 Norsk institutt for naturforskning (NINA) om prosjektforslag til en litteraturutredning omkring vilt i bymiljø. Sentralt i DN's notat var ønsket om økt kunnskap om sammenhenger mellom faunistisk mangfold og utforming av urbane habitater. I NINAs svarbrev av 27.7.1990 poengteres at en utredning må avgrenses til å omfatte vertebrater, primært fugl og pattedyr, og at norske forhold må vektlegges. Visse sosiologiske og pedagogiske aspekter er også diskutert i utredningen da dette var ønskelig ifølge DN's opprinnelige prosjektforslag – selv om dette til dels faller utenfor naturvitenskapelig sektor. Sissel Rübbergt har vært kontaktperson ved DN og blant annet bidratt med å fremskaffe relevant litteratur. Eli Fremstad og Jon Atle Kålås takkes for konstruktive språklige og faglige anmerkninger. Arbeidet er finansiert av DN.

“The optimum human environment is one in which the human animal can have a maximum contact with the natural (evolutionary) environment in which he evolved and for which all our basic processes are genetically programmed, yet in which at the same time the many advantages of civilization are not sacrificed” (Illtis 1968, s. 117).

Innhold

Referat	3	8 Sammenheng	34
Abstract	3	9 Summary	36
Forord	4	10 Litteratur	38
1 Innledning	6		
2 Metoder og materiale	7		
3 Urban økologi	7		
3.1 Særtrekk	8		
3.1.1 Klima	8		
3.1.2 Forurensing	8		
3.1.3 Næringstilgang	8		
3.1.4 Mortalitetsfaktorer	8		
3.2 Urbane habitater	10		
4 Biologisk mangfold	17		
4.1 Diversitetsbegrepet	17		
4.2 Forutsetning for diversitet	17		
4.3 Diversitet og vern	18		
4.3.1 Øyteori	18		
4.3.2 Korridorer	18		
4.4 Økt diversitet?	19		
5 Urbane arter	22		
5.1 Generelt	22		
5.2 Pattedyr	22		
5.3 Fugl	24		
5.3.1 Rovfugl	26		
5.3.2 Våtmarksfugl	26		
5.3.3 Spurvefugl	27		
5.4 Amfibier og reptiler	27		
5.5 "Pestarter"	28		
5.5.1 Pattedyr	28		
5.5.2 Fugl	29		
6 Sosiologiske aspekter	31		
6.1 Urban økologi - bare for I-land?	31		
6.2 Vilt som opplevelsesressurs	31		
6.3 Vilt som pedagogisk ressurs	31		
7 Forskningsbehov	32		
7.1 Psykososiale aspekter	32		
7.2 Viltforskning	32		
7.2.1 Fugl og pattedyr	32		
7.2.2 Økologi	33		

1 Innledning

Urbane økosystemer representerer verdens raskest voksende habitattyper, og en stadig større del av jordens befolkning knyttes til byområder og tettbebyggelse. Urbaniseringsprosesser kan modifisere en arts naturlige habitater på flere måter, hvorav de vanligste er total destruksjon, fragmentering eller endring i tilgang på bestemte begrensende faktorer. Går vi 100 til 150 år tilbake var de områder som i dag ligger under amerikanske storbyers skyskraperer leveområder for arter som nå er sjeldne og utryddelsestruet (jf. Murphy 1988).

Konvertering av naturlige habitater til boområder er i prinsippet lite forskjellig fra annen menneskelig påvirkning som f.eks. intensivt skogbruk og jordbruk. Bakgrunnen er stadig voksende befolkningstetthet med økte behov for naturlige ressurser - resultatet; en betydelig nedgang i biodiversitet. Urbaniseringsprosesser er svært variable og sluttproduktet kan fra biologisk synspunkt ofte bli værre enn f.eks. ved agri- eller silvikulturell virksomhet. Urbanisering er også mer irreversibel og endelig i habitatomformingen enn mange andre naturinngrep.

I vestlige kulturkretser har økt bevissthet om konsekvenser av habitatendringer og miljødeleggende virksomhet generelt - samt økte krav til egen livskvalitet - ført til at begrepet "urban økologi" er utviklet og blitt en ny vitenskapsgren. Fagfeltet har mange fellestrekk med, og går tildels over i, landskapsøkologi, avhengig av hvilke definisjoner som benyttes (se f.eks. Ims 1990). Både innen urban økologi og landskapsøkologi er den antropogene påvirkning det sentrale element i de økologiske prosesser.

Fugl har tradisjonelt vært viktig for å øke vår opplevelse og verdsetting av et område ettersom de er dyr som både visuelt og akustisk gir positive sanseinntrykk. Gruppen omfatter mange arter med stor evne til å innta et bredt spekter av leveområder. Fugl er også en dyregruppe som lenge har vært brukt som indikatorer på miljømessige endringer fordi de er iøyefallende og gjennom relativt enkle og lite ressurskrevende metoder kan overvåkes. Tetthet og artssammensetning i et fuglesamfunn endres når skog erstattes av åker og eng, og når åker og eng erstattes av bygninger. (Men fugl kan neppe brukes til å fortelle at en bestemt aktivitet eller endring finner sted - bare indikere at en endring har funnet sted; jf. Morrison 1986). At fugl dessuten er spesielt mobile skapninger gjør at de står sentralt innen urbanøkologisk forskning og er en dyregruppe det er lagt vekt på ved diskusjon av økologiske prinsipper som bør legges til grunn ved planlegging og utforming av bomiljø.

På bakgrunn av DNs notat er utredningens hovedmålsettinger å peke på prinsipper for hvordan faunistisk mangfold varierer med mangfold og tilgjengelighet av urbane habitater, samt vurdere visse pedagogiske og sosiologiske aspekter ved dette. Ut fra denne relativt vide ramme velges vektlegging av følgende forhold:

- 1 Særtrekk ved urbane habitater.
- 2 Relasjoner mellom biodiversitet og urban økologi.
- 3 Faunistiske særtrekk i urbane miljø.
- 4 Psykososiale og pedagogiske forhold knyttet til "natur" i nærmiljøet.
- 5 Forskningsbehov.
- 6 Fylldig referanseliste.

Utgangspunktet for utredningen er at det foreligger et bevisst ønske om å beholde et mest mulig variert og rikt naturmiljø i boområder da dette antas å gjøre dem kvalitativt rikere. Dette innebærer at det må brukes virkemidler ved utnyttelse av områder som gir optimal mulighet for etablering og opprettholdelse av en variert fauna. Det bør imidlertid poenngtes at mange mennesker ikke ønsker bestemte dyre- eller plantearter i sitt nærmiljø (jf. avsnitt 5.5).

2 Metoder og materiale

I forbindelse med et planlagt urbanøkologisk prosjekt i Økoforsk ble det i 1987 foretatt litteratursøk med søketermer "aves (bird)" og "urban habitat", hvilket resulterte i 481 titler. Det viste seg imidlertid at litteraturen delvis var vanskelig tilgjengelig (interne rapporter). I 1990 ble det foretatt supplerende søk med tilsvarende termer. Utredningen bygger på det "helhetsinntrykk" foreliggende litteratur har gitt. Det er gjennomgående lagt vekt på arbeider med faglig kvalitet; publisert i anerkjente tidsskrift, utgitt som seminarrapporter eller fagbøker. Kildeangivelsene vil også avspeile dette. Problemstillingene er dessuten søkt vinklet mot norske forhold.

3 Urban økologi

"Byer er kompakte bosetninger der innbyggerne er beskjeftiget med annen virksomhet enn matproduksjon" (Wicklund-Hansen 1980). Denne noe knappe bydefinisjonen sier blant annet lite om hvor forskjellige byer er. På grunn av de kvalitative og kvantitative forskjellene er det spesielt vanskelig innen urbanøkologisk forskning å følge et tradisjonelt mønster fra det beskrevde til årsak-virkningsrelasjoner til generaliseringer og kvantifisering av lovmessigheter (Bornkamm 1990). Det gjenstår mye deskriptivt arbeid og registreringer før så kan skje.

Bygeografi er et eget fagfelt. På grunn av byenes uensartethet er det utviklet ulike klassifiseringssystemer. Vanligst er såkalte funksjonelle klassifiseringer som går på byenes generelle funksjonsstruktur (Wicklund-Hansen 1980). Disponering og prioritering av arealer legger i realiteten premissene for en bys "økologiske potensiale". En bys struktur eller den "urbane morfologi" er her viktige momenter, med gateplan og bygningsarkitektur og lokalisering som iøynefallende elementer. Arealbruken kategoriseres vanligvis på basis av funksjon - arealer til boliger, forretnings- og industrivirksomhet, administrasjonsbygninger, arealer som nyttes til transportformål, samt friarealer (Wicklund-Hansen 1980).

I moderne byer prioriteres normalt arealer til rekreasjonsformål. Lekeplasser, idrettsanlegg, paradeplasser, prydhager og botaniske hager opptar ca 5 % av området i en amerikansk gjennomsnittsby (Wicklund-Hansen 1980). I mange europeiske storbyer har parkene tidligere vært private hager, jaktreservater eller soner som omga byenes forsvarsverker. Senere anlagte byer har ofte brukt arealer uegnet til boligformål (f.eks. sumpområder, søppelfyllinger, steinbrudd) til etablering av parker. I dag er planlegging av parkområder et viktig aspekt i moderne byplanlegging og i mange industriland er det offisielle reguleringsbestemmelser, nasjonale lover og byforordninger som skal hindre at parkområder beslaglegges til annen virksomhet. Vanligvis opereres med 0,4 haa friareal pr. 800 innbygger og 0,4 haa pr. 100 mennesker utelukkende til rekreasjonsbruk (Wicklund-Hansen 1980). Det er imidlertid neppe noe sted kampen om bevaring av biodiversitet er hårdere og vanskeligere enn i sentrale byområder, hvor hver kvadratmeter er definert ut fra økonomiske kriterier.

At enkelte byer har bevart en viss biodiversitet har derfor historiske årsaker og primært en "estetisk" bakgrunn. Eksistensen av berømte parkområder - med relativt stor biodiversitet - som Central Park og the Gateway National Recreation Area i New

York, skyldes ikke bevisste holdninger til behovet for ivaretagelse av biodiversitet (jf. Murphy 1988).

Urbanøkologisk forskning er viktige satsingsområder i bl.a. USA og Mellom-Europa. Behovet for denne type forskning ble presisert så tidlig som ved "the 11th North American Wildlife Conference" (Bennitt 1946). Ved flere universiteter er urbanøkologisk virksomhet etter hvert knyttet til institutter for landskapsarkitektur, landskapsøkologi, geografi eller generell økologi. I USA drives mye forskning i regi av "the National Institute for Urban Wildlife". Av fagjournaler kan spesielt nevnes "Landscape Design", "Landscape Research", "Landscape and Urban planning", "Landschaft und Stadt" og "Urban Ecology". I 1980 ble "The Second European Ecological Symposium" viet temaet urban økologi (Bornkamm et al. 1982) med den begrunnelse at det var viktig å oppmuntre til økt urbanøkologisk forskning samt økt bruk av økologisk kunnskap i planleggingsprosesser.

Et sentralt spørsmål er hvorvidt urbane økosystemer virkelig eksisterer og er sammenlignbare med andre typer økosystemer, eller om det dreier seg om planter og dyr som tilfeldigvis lever i byer og tettsteder. Blant økologer hersker det så langt uenighet om dette (jf. Bornkamm 1990). Behovet for å skille mellom økosystemer i forhold til antropogen aktivitet ble først presentert gjennom begrepet "hemeroby" (Jalas 1955, Sukopp 1969) som betegner graden av menneskelig inflytelse. Systemer som viser typiske økosystemegenskaper som næringsnett, trofiske nivå, energiflyt og stoffsirkulering kan beskrives som økosystemer; dette holder for urbane økosystemer selv om de er ufullstendige bl.a. ved stort sett å mangle produsenter (Bornkamm 1990).

3.1 Særtrekk

3.1.1 Klima

Urban klimatologi er en hurtigvoksende vitenskapsgren, noe som også gjenspeiles i fagtidsskriftene (se f.eks. Horbert 1978, Landsberg 1981). Klimaet i urbane områder har flere særtrekk i forhold til tilgrensende områder. En by betraktes ofte som en "varmeøy", med mer eller mindre kontinuerlig termaldannelse. Årlig middeltemperatur i sentrum av større byer ligger gjennomsnittlig 0,5-1,5 °C høyere enn i rurale strøk. Karakteristisk for bystrøk er også lavere solinnstråling, lavere luftfuktighet, mer skyet vær og høyere nedbør (tabell 1).

En viktig biologiske konsekvens av dette kunstige klimaet er forlengelse av plantenes vekstsesong - i sentrale deler av London er

den f.eks. forlenget med ca 3 uker (Gilbert 1989). Flere undersøkelser omkring dette er gjort i forhold til enkeltarter (f.eks. Francken 1955, Zacharias 1972, Bultitude 1984). Se også Wittig & Durwen (1982) og Sukopp & Weiler (1986). Det er også kjent at enkelte fuglearter stimuleres til å hekke på et tidligere tidspunkt inne i byer enn hva de ellers gjør. I neste omgang kan dette føre til vellykket oppfostning av flere kull på én hekkesesong.

3.1.2 Forurensing

Urbane miljø assosieres gjerne med luftforurensing og støy; med biltrafikk, industri og energiproduksjon som hovedkilder. Forurensingsnivået varierer sterkt fra by til by, men svært mange steder er nivåene av f.eks. SO₂, NO_x og CO i lufta slik at alle organismer blir sterkt skadelidene. I tillegg er sot- og partikkelinnholdet i lufta ofte meget høyt (se f.eks. Newman et al. 1985).

I sentrale bydeler kan forurensing være et effektivt hinder for at lav og mose og annen vegetasjon skal kunne etableres; i tillegg dør eldre trær og annet eksisterende planteliv. Trafikkstøy er trolig også med å regulere forekomst av fugl og pattedyr, men lite eller ingenting er kjent om effekter av støy på det urbane dyreliv. Biologiske effekter av urbanhabitatenes kunstig høye belysningsnivå er også lite kjent.

Sammenlignet med mange andre land er forurensingsproblemer i norske byer relativt begrenset.

3.1.3 Næringstilgang

For næringsgeneralister representerer tettsteder og byer et stort næringspotensiale. Blant fugler kan særlig duer, kråkefugler, måker og noen mindre spurvefugler (se avsnitt 5.5) profitere på antropogent avfall. Økologiske effekter av stor overlevelsesevne for enkeltarter aktualiserer mange problemstillinger (utdypes i avsnitt 7). Blant pattedyr er brun rotte *Rattus norvegicus* (og enkelte andre smågnagere) overlegen i evne til søppelutnyttelse, men mellomstore dyr som rødrev *Vulpes vulpes* og grevling *Meles meles* klarer også i en viss utstrekning å utnytte den næringstilgang byområder gir.

3.1.4 Mortalitetfaktorer

Stort sett er mortalitetfaktorer i rurale og urbane områder de

Tabell 1. Gjennomsnittlig endring i klimaparametre i byområder (etter Horbert 1978). - Average change of climatic parameters in built-up areas.

Klimaparameter Climatic parameter	Type Characteristics	Sammenlignet med tilgrensende områder In comparison to the surrounding area
Luftforurensing Air pollution	Gassforurensing Gaseous pollution	5-25 ganger mer 5-25 times more
Solinnstråling Solar radiation	Global solinnstråling Global solar radiation	15-20 % mindre 15-20% less
	Ultrafiolett stråling Ultraviolet radiation	15-20 % mindre 15-20% less
	Varighet av klart solskinn Duration of bright sunshine	5-15 % mindre 5-15% less
Lufttemperatur Air temperature	Midlere årsgjennomsnitt Annual mean average	0,5-1,5 °C høyere 0.5-1.5 °C higher
	På klare dager On clear days	2-6 °C høyere 2-6 °C higher
Vindhastighet Wind speed	Midlere årsgjennomsnitt Annual mean average	10-20 % mindre 10-20% less
	Rolige dager Calm days	5-20 % mer 5-20% more
Relativ fuktighet Relative humidity	Vinter Winter	2 % mindre 2% less
	Sommer Summer	8-10 % mindre 8-10% less
Skyer Clouds	Overskyet Overcast	5-10 % mer 5-10% more
Nedbør Precipitation	Total regn Total rainfall	5-10 % mer 5-10% more

samme. Enkelte pattedyrarter som grevling, rødrev og piggsvin *Erinaceus europæus* synes imidlertid spesielt utsatt for påkjørsler og fugler er stedvis sårbare for kollisjoner mot vinduer (jfr. Klem 1990 a og b). Eksempelvis kan nevnes at ansatte ved Luftkrigsskolen i Trondheim høsten 1987 meldte om sidensvanser *Bombus garrulus* som hadde fløyet mot et speilglassvindu. Ved nærmere undersøkelse ble 11 døde individer funnet. Det er også

et mangfold av rapporter om fugler - til dels store antall - som har mistet livet ved å ha fløyet mot kraftledningsspenn eller barduner for radio- og TV-master (se Avery et al. (1980) for litteraturovesikt).

3.2 Urbane habitater

Det er praktisk å dele arealet en by beslaglegger i tre sektorer - kjerne, midtre del og periferi. Bykjerner kjennetegnes normalt av et "teknologisk landskap" - et ikkebiologisk miljø der kunstige elementer okkuperer alt areal. Byplanleggere og landskapsarkitekter har imidlertid lang tradisjon i å vektlegge det rent pittoreske - som i stor grad bygger på vestlige, hortikulturelle tradisjoner. Med avtagende arealpress ut fra bykjernen, dominerer derfor oftest "hagelandskap". I dette hagelandskapet, som også danner overgangssone mot de perifere (suburbane) arealer, dominerer gjerne kulturmark og mer urørte, naturtyper, dvs. av mer naturlig karakter ("økologisk landskap"). Kombinasjonen av disse tre hovedkategorier habitater kan gi det urbane miljø forbausende høyt mangfold (Gilbert 1989).

De fleste urbanøkologer identifiserer og navngir urbane habitater ut fra et trivielt begrepsapparat - byparker, kirkegårder, villahager, industriområder osv. Bare områder som ligger innen tettbebyggelse karakteriseres som urbane, dvs. at bybefolkningens "influensområde" som f.eks. "bymarka" ikke medregnes.

Gilbert (1989) opererer med 10 hovedkategorier i sin bok "The Ecology of Urban Habitats", eksemplifisert med og bygd på situasjonen i Sheffield: urban brakkmark (dvs. udisponerte tomte-

arealer), industriområder, jernbaneområder, vegområder, byparker, kolonihager og friarealer, kirkegårder, villahager, våtmark (elver, kanaler, dammer, tjern, vannreservoarer) og skogområder. Stort sett er disse "habitatkategoriene" også praktisk anvendbare for norske forhold. "Praktisk" graderingsnivå og nyanisering vil bl.a. avhenge av hvilke artssamfunn som behandles (f.eks. biller eller spurvefugl).

Urban brakkmark ("urban commons", "wasteland") oppstår mer eller mindre spontant i ulike byområder, alt fra sentrumsnære til mer perifere arealer, bl.a. ved sanering av eldre bebyggelse, industriområder osv. Områdene ved Nedre Elvehavn i Trondheim er et typisk eksempel (**figur 1**). Etter hvert som slike områder dannes - kombinert med gamle og strukturelt komplekse byggverk - vil både fugler og pattedyr finne områdene som akseptable tilholdssteder.

I de fleste byer er bestemte arealer regulert til boformål mens andre er regulert til **industriområder**. Industri- og handelsvirksomhet i byer utgjør et stort mangfold av fabrikk- og lagerbygninger med kraner, siloer og andre former for spesialkonstruksjoner. Et viktig poeng med slike områder er at det meste av virksomheten skjer på dagtid og at de ofte beslaglegger store arealer. Etter arbeidstidens slutt tømmes områdene for mennesker, og dyrene (som stort sett er nattaktive) kan overta. Slike



Figur 1

Ved sanering av eldre bybebyggelse og industriområder som her ved Nedre Elvehavn i Trondheim, dannes ulike former for urban brakkmark. - Urban commons and wastelands are created when, for example, old industrial buildings are removed, as here at Nedre Elvehavn in Trondheim.

områder er derfor yndet tilholdssted og yngleplass for bl.a. grevling, rødrev, villkatter *Felis silvestris f. catus* og hunder *Canis familiaris* - og ikke minst rotter.

Jernbaneområder. Jernbaner passerer gjennom de fleste byområder og legger beslag på tildels betydelige arealer både langs selve jernbanesporet og i tilknytning til stasjon- og vekselområder (**figur 2**). Ofte tillates oppvekst av betydelig vegetasjon i tilknytning til slike arealer, og disse kantsonene vil derfor til en viss grad fungere som korridorer.

Vegområder. Områder i tilknytning til veganlegg kan ha likhetstrekk med dem som er beskrevet ovenfor i forbindelse med jernbane, men byggeforbudssone med vegetasjon ved veganlegg vil normalt opptre først i suburbane områder. Langs større gjennomfartsveger tillates dessuten begrenset oppvekst av vegetasjon. I tett bebyggelse etableres også gjerne støyskjermer, som danner effektive barrierer for de fleste pattedyr (**figur 3**). Slik moderne veganlegg utformes i urbane strøk, er de derfor mindre aktuelle som potensielle "viltrefugier" enn jernbaneområder. Forurensing i form av bly, asfaltstøv og eksos gjør dessuten de større veienes nærområder lite attraktive.

Byparker. Størst potensiale som urbane viltområder har parkanleggene. Dessverre er det ofte sterke motsetninger mellom

det hagearkitekter og brukere av parkene oppfatter som funksjonelt og estetisk riktig og det som er riktig fra et viltbiologisk synspunkt (se f.eks. Gerell 1982, Walker 1987).

Mange bysentrumshager rundt omkring i verden har bakgrunn i store private eiendommer fra 1800-tallet, der det pittoreske element var det sentrale (**figur 4**). Denne hortikulturelle tradisjon er ført videre og tildels forsterket ut fra funksjonelle forhold. Rasjonelt vedlikehold og pleie krever bl.a. bruk av maskiner. De fleste parkområder har derfor langt mindre mangfold enn hva de kunne ha gjennom bevisst satsing på oppbygging av strukturell diversitet i vegetasjonen (**figur 5**).

Parkstørrelsen er et annet viktig forhold - langt de fleste parkanlegg i norske byer er for små til å fungere som gode habitatøyer. Undersøkelser viser klar sammenheng mellom parkarealet og f.eks. antall fuglearter som finnes i tilknytning til dem (se f.eks. Sasvári 1981, Luniak 1981, 1983). Like fullt representerer disse isolerte "øyene" særdeles verdifulle viltområder, i sin nåværende form primært for fugl, men også for enkelte pattedyr, f.eks. ekorn *Sciurus vulgaris*. Elementer av spesiell verdi i slike parkområder er det mangfold av eldre og gamle trær som normalt finnes. Ut fra øybiogeografiske betraktninger (jf. avsnitt 4.3.1) er det nær sammenheng mellom habitaters størrelse (areal) og biodiversitet. Dette har overføringsverdi også til enkelttrær: et

Figur 2

I tilknytning til stasjons- og vekselområder og langs jernbanesporet tillates ofte også i byområder oppvekst av vegetasjon som i en viss utstrekning kan fungere som viltkorridorer. - In connection with railway stations, marshalling yards and along main lines, vegetation is allowed to grow in urban areas, too, and may to a certain extent create wildlife corridors.





Figur 3

Langs de mest trafikkerte gjennomfartsveiene i byområder er det gjerne bygd støyskjermer. Disse kan danne effektive barrierer for de fleste pattedyrarter. - Walls or fences are often constructed along urban roads with heavy traffic to protect the surrounding areas from traffic noise. These constructions may represent effective barriers for most mammals.



Figur 4

De fleste større byhager og parker er etablert ut fra gamle, konservative hortikulturelle tradisjoner der det pittoreske element ofte er fremtredende. - Construction of city gardens and parks is mostly based on old, conservative horticultural traditions where the picturesque elements dominate.

gammelt tre er større og mer divers i mikrohabitatstruktur enn et ungt tre. Dette har stor betydning for bl.a. insektfaunaen som igjen representerer næringsgrunnlag for mange fuglearter. Store, gamle trær tilfredsstillende også mange fuglearters krav til reirplass.

Normal arealfordeling i en bypark er 70-80 % plen og resten busker, trær og bed (Gilbert 1989). En art som grevling (og rødrev) vil kunne profitere på slike områder da kortklipt gress gjør den til en effektiv meitemarkspiser (se Kruuk 1989). En jev-



Figur 5

De fleste byparker mangler strukturelt mangfold i vegetasjonen og har følgelig også relativt lavt faunistisk mangfold. - Most city parks lack structural diversity in their vegetation and consequently also have a low faunistic diversity.

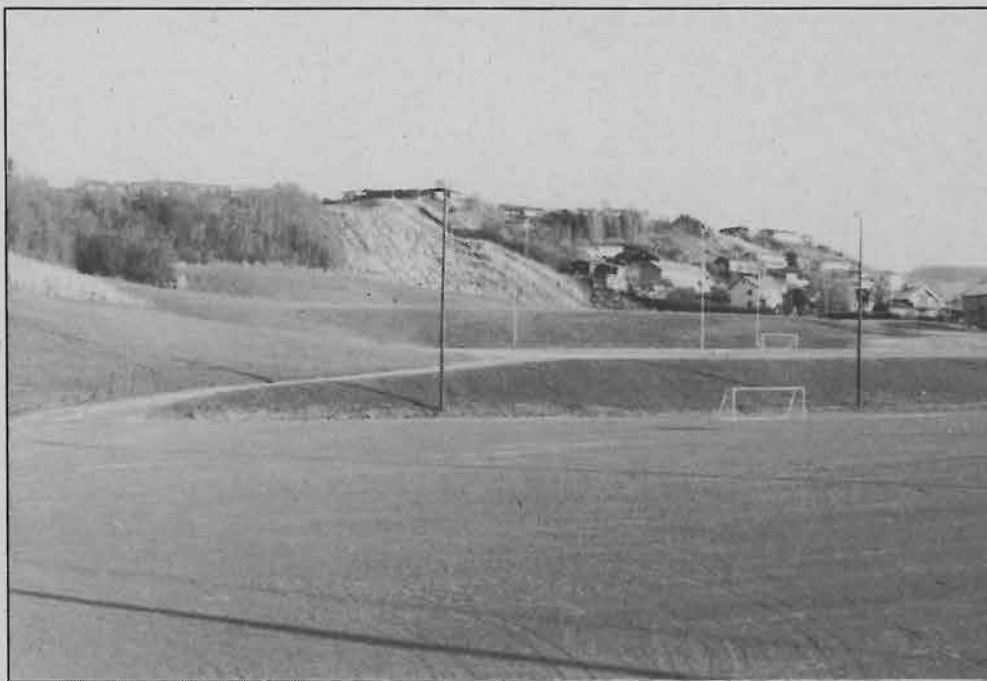


Figur 6

Dammer og andre vannkilder bidrar sterkt til å øke det faunistiske mangfold i f.eks. parkanlegg. - Ponds and other bodies of water contribute significantly to an increased faunistic diversity.

nerne fordelingen mellom forskjellige vekster i forskjellige høydesjikt er imidlertid å foretrekke ut fra et viltbiologisk synspunkt. Hvis i tillegg vannkilde etableres i tilknytning til parken, øker dens attraktivitet betraktelig - både for mennesker og dyr (**figur 6**).

Kolonihager og friarealer. Kolonihager ("allotments") har mindre betydning som egen habitatkategori i norske bymiljø ettersom mange av de gamle kolonihagene er borte. Begrepet "kolonihage" har bakgrunn i England der fattige arbeidere fikk



Figur 7. Store plenarealer er lite interessante viltbiotoper. - Areas dominated by mowed grass are poor wildlife habitats.



Figur 8. Kirkegårder har ofte strukturelt stor mangfold i vegetasjonen med bl.a. gamle, store trær. - Churchyards are often structurally diverse, frequently having large, old trees.

tildelt mindre landarealer i utkanten av byene for å kunne dyrke mat til eget forbruk. Flere gamle kolonihageområder er nå omdisponert til friarealer med områder som domineres av plen og idrettsanlegg. Store plenarealer er lite interessante viltbioto-

per (figur 7) - bortsett fra arter som utnytter meitemark som næring (f.eks. trost *Turdus* spp. og grevling). Ved å la trær og busker vokse opp i utkanten av disse områdene eller ved å bryte monotonien gjennom adekvat beplantning, vil langt flere arter



Figur 9

Store vannkilder som f.eks. Nidelva i Trondheim bidrar sterkt til et rikt fugleliv i byens sentrum i tillegg til at kantvegetasjonen har korridorfunksjon for mange arter. - Large bodies of water, such as Nidelva in Trondheim, contribute greatly towards providing the city with a varied avifauna. The riverside vegetation also acts as a corridor for several species of animal.

tiltrekkes (jf. f.eks. DeGraaf 1986, 1987a). Se også Dyring (1989).

Kirkegårder. Alle byer har kirkegårder; som i areal og utforming kan variere sterkt. Kirkegårder har fra et viltbiologisk synspunkt mange fellestrekk med vanlige parker, særlig fordi det normalt finnes mange store, gamle trær i tilknytning til dem, selv om de til dels står spredt. Ved siden av at plenarealene er oppbrudt av gravstøtter, er gjerne busker plantet i tilknytning både til selve gravstedet og mellom gravstedene. I utkanten av kirkegårder finnes også ofte arealer som venter på å tas i bruk og som ikke har vært underlagt den manikyr som de øvrige områdene er. I enkelte europeiske storbyer finnes eksempler på at gamle, private gravsteder og kirkegårder er omgjort til attraktive parkanlegg - og viltbiotoper (Dove, 1988, Gilbert 1989). Kirkegårder er derfor potensielle refugier for en rekke fugle- og pattedyrarter (**figur 8**).

Villahager. Mønstre for byutvikling har bakgrunn i såvel historiske faktorer som den til enhver tid gjeldende økonomiske situasjon. Boligområder er derfor ofte lite ensartet og kombinasjoner av private eneboliger og blokkbebyggelse er vanlig. I bestemte bydeler kan det være overvekt av det ene eller andre avhengig også av fremherskende bygningstekniske og arkitektoniske strømninger i den periode utbygging fant sted.

Andel privateide hus og hager i byer og tettsteder varierer betydelig fra land til land. Hageanlegg i tilknytning til beboelseshus er heller ikke vanlig alle steder. I England og Wales har 78 % av husene privat hage mens tilsvarende tall for Frankrike er 32 % (Evenson 1979, Gilbert 1989). Antall hager i Storbritannia er estimert til å ligge i overkant av 15 millioner med et samlet areal på ca 400 000 haa, dvs. 3 % av landarealet. Tilsvarende tall for Norge er ikke kjent, men de er sannsynligvis lavere.

Den "ideelle vilthagen" beskrives tilsynelatende best gjennom å tenke på den "gamle hagen rundt det gamle huset med de gamle menneskene" - der tiden har stått stille i 50 år - dvs. "klimakshagen". Arealet er fra 1 til 3 mål, en håndfull gamle løvtrær dominerer og gir rikelig løvfall som samles i mer eller mindre ordnet kompost i "bakhagen" hvor manikyren i et avsatt hjørne er mindre god. Hagearealet forøvrig er oppbrudt av busker av ulike høyder, gjerne med en liten grønnsakflekk, og en omkransende, kraftig hekk. Denne hagen er garantert besøk av de dyrearter som med rimelighet kan tenkes å finnes i området - vinter som sommer. Slike "klimakshager" er dessverre på sterk retur og er nå mer å betrakte som en "sjelden naturtype". Selv om det i alle hager kan sies å skje en suksessjon gjennom at bl.a. trær blir større og mer diverse, synes utviklingen å gå i retning av kupering og tremanikyr, bl.a. på grunn av løvfall og skygge som kanskje sjenerer naboer.



Figur 10

Eksistens av større og mindre skogområder i byer og bynære strøk har gjerne bakgrunn i topografiske forhold som gjør arealene vanskelig utnyttbar til bebyggelse. - The existence of woods in towns and suburban areas is often related to the topography which hinders the use of the areas for building purposes.

Friarealer og hageområder i tilknytning til blokkbebyggelse og rekkehus er normalt slik at ønskede fugle- og pattedyrarter ikke gis eksistensmuligheter. Med økende arealpriser har også tomtestørrelsen gått nedover, og det som reserveres grøntareal og hage blir stadig mindre. Et negativt trekk i denne sammenheng er også at eiere av eldre eneboliger med stort hageareal fristes til oppstykking og tomtesalg. Nettoeffekten av slik utvikling er stadig mindre grøntarealer i sentrumsnære områder og færre muligheter for etablering av "attraktive" dyrearter.

Våtmark. I flere større byer rundt omkring i verden er vann det sentrale element i selve bysenteret, f.eks. ved at elver utnyttes i kanaler og andre former for "estetiske byggverk" (jf. avsnitt 4.4). Vann er nødvendig for alt liv og mange arter har utviklet spesialtilpasninger i forhold til vann. Byområder med vannkilder har derfor normalt et langt høyere artsantall, særlig av fugler, enn områder uten (se Kelcey 1985 for oversikt). Klassiske eksempler på dette er Lungegårdsvannene i Bergen, Østensjøvannet i Oslo og Nidelva i Trondheim (**figur 9**), hvor store mengder våtmarksfugl har tilhold året igjennom (se også Andersen 1985).

Skogområder. Det er ikke uvanlig at mindre skogområder finnes innen det "teknologiske landskap". Bakgrunnen for slike restbiotopers eksistens varierer. Ofte er det områder som på grunn av topografiske årsaker vanskelig er utnyttbar til bebyg-

gelse (**figur 10**), men det kan også ha sammenheng med at større, bynære, private eiendommer er solgt/ekspropriert av stat eller kommune. I mange byer finnes mindre skogteiger reservert friluftaktiviteter, primært i tilknytning til suburbane områder, men adskilt fra "bymarka". Slike områder er vanligvis hårdt belastet av såvel lekende barn som turgåere og er normalt gjennomvevd av stier; aktiviteter som naturlig nok setter faunistiske begrensninger (jf. Zande et al. 1984). De representere like fullt sentrale refugier for en rekke fugl- og pattedyrarter ved at det ofte er snakk om skog av høy alder og at områdene ikke er underlagt skjøtsel av den type byparker normalt er (jf. f.eks. DeGraaf 1986, 1987a). De fungerer også som et bindeledd mellom "bymarka" og eventuelle grønne lunger i sentrumsnære områder.

4 Biologisk mangfold

4.1 Diversitetsbegrepet

Begrepene artsrikhet eller artsmangfold og artsdiversitet brukes ofte ukritisk om hverandre. Det er imidlertid en forskjell. "Artsrikheten" i et område betyr antall arter som finnes der. For å beskrive "artsdiversiteten" i området må i tillegg til antall arter, individfordelingen ("evenness") mellom artene, tas i betraktning. Jevn fordeling av individantall mellom de ulike arter gir høy diversitet, mens svært mange individer av et fåtall arter og få individer av et flertall arter generelt betyr lav diversitet. Urbane økosystemer kan generelt sies å ha lav faunistisk diversitet (fugler og pattedyr) (jf. avsnitt 5).

I løpet av 1960- og 70-årene ble begrepet mangfold eller "diversitet" viktig innen økologi særlig fordi ønsket om å finne objektive mål til bruk ved prioriteringsoppgaver innen miljø- og naturvernsektoren var sterkt, og fordi naturvernets målsetning bl.a. var "to preserve productivity and diversity in nature" (jf. Dahl 1974).

Opprinnelig ble diversitet brukt om totalt artsantall i en prøve eller på et område (Gleason 1922, Patrick 1949, Hutchinson 1959). Senere ble mengdefordelingen mellom artene en viktig del av begrepet. Den såkalte Fisher-modellen (Fisher et al. 1943) uttrykker en logaritmisk sammenheng mellom tallet på arter og antall individer i en prøve. Margalef (1958) poengterte at økologer kan benytte informasjonsteori (Shannon 1948) for å analysere hvordan et samfunn er organisert. Informasjonsteorien har som sin fremste oppgave å søke etter mål for et systems orden (eller uorden, dvs. entropi). Den diversitetsindeks som er mest benyttet av ornitologer er Shannon-Wiener funksjonen - med diversitetsindeksen H' - som et mål for informasjonsinnholdet i en prøve eller "mengden av usikkerhet" (Krebs 1972). "Verdier" basert på diversitetsindekser kan være nyttige for å sammenligne mangfoldet i to forskjellige samfunn, men det er viktig å være bevisst de forutsetninger "verdiene" bygger på og hvilke begrensninger som naturlig ligger innebygget. Forøvrig vises til Magurran (1988).

4.2 Forutsetning for diversitet

Direkte følger av urbaniseringsprosesser er stort sett total destruksjon av biodiversiteten. Naturlige habitater erstattes av asfalt og betong i form av veier og bygninger. Historisk sett er urbane habitater de første regioner der ressurser ble overbeskattet, der predatorkontroll, pesticidbruk, snauhogst og innføring

av nye arter - for å nevne enkelte momenter - førte til dramatisk biodiversitetsnedgang (jf. Murphy 1988).

Sekundæreffekter av ekspansjon i urbane miljøer for tilgrensede økosystemer, særlig i den tredje verden, er ofte like dramatiske som de primære. Av de skogområder langs atlanterhavskysten i Brasil som ligger innen rekkevidde fra Sao Paulo, er det f.eks. nå bare igjen 2 %, og forskere har beregnet at tusenvis av arter fra denne regionen med svært høyt endemismeantall, er utryddet - hvorav de fleste aldri er blitt taxonomisk beskrevet (Murphy 1988).

Hvis målet er å skape et miljø med mange dyrearter, er dette en biologiske "konstruksjonsoppgave" som består i å "skape" så mange habitater og økologiske nisjer som mulig. Dette må skje ut fra de krav den enkelte art stiller til sitt miljø. Habitatfragmentering, dvs. oppsplitting av store sammenhengende arealer med bestemte naturtyper til mindre, isolerte enheter, følger all ekstensiv landutnyttelse. Det er imidlertid ikke i første rekke tapet av habitater i seg selv som medfører de største problemer for arter som blir igjen i fragmenterte områder, men summen av flere effekter karakteristisk for slike "småøyer" (se f.eks. Wilcox 1980, Karr 1982, Temple & Wilcox 1985).

Små øypopulasjoner av f.eks. fuglearter, er mer sårbare enn store populasjoner på grunn relativt større sannsynlighet for at stokastiske endringer i deres miljø, demografi og genetiske sammensetning kan føre til utryddelse (jf. Temple 1986):

- Stokastiske miljøendringer; omfatter tilførsel av nye arter (mennesket inkludert), klimatiske og geologiske katastrofer (f. eks. sykkloner og vulkanutbrudd).
- Demografisk stokastisitet; f.eks. skjev kjønns- og aldersfordeling og alleeffekt (dvs. når individene i en populasjon har en uforholdsmessig lav rekrutteringsrate ved lave tettheter, kan skje på grunn av at det er vanskelig å finne make eller på grunn av at et "kritisk antall" må overskrides før en ressurs kan bli effektivt utnyttet; jf. Allee 1931, Allee et al. 1949, Foote 1977, Senner 1980, Kale 1983, Lande 1988).
- Genetisk stokastisitet; reduksjon i heterozygositet, genetisk drift og fiksering av skadelige alleler (innnavsdepresjon) (jf. Denniston 1978, Frankel & Soulé 1981, Beardmore 1983, Lande 1988).

4.3 Diversitet og vern

4.3.1 Øyteori

Det blir stadig færre arter, og utryddelsestakten øker i akselererende tempo (se Wilson 1988). Brodkorb (1960) beregnet at utryddelsestakten hos fugl de første 10 000 år av kvartærperioden tilnærmet var 1 art pr. 83 år. Etter 1680 (året dodoen *Raphus cucullatus* ble utryddet) har utryddelsestakten vært ca 1 art pr. 4 år (Temple 1986). King (1980) har beregnet at tallet ved utgangen av dette århundre vil være ca 1 art pr. 6 måneder.

Begrepet "diversitet" har følgelig stått sentralt i såvel biologisk forskning som vernedebatt. MacArthur & Wilson's (1967) øybiogeografiske likevektsteori dannet på mange måter grunnlaget for at diversitetsbegrepet ble dratt inn i diskusjonen om hvordan verneområder burde utformes - både m.h.t. størrelse og geometrisk konfigurasjon - for at de skulle sikre overlevelse for så mange arter som mulig. Deres teori og modell forklarer hvorfor en øy med bestemt størrelse (areal) - og beliggenhet i forhold til andre øyer og fastland (dvs. graden av isolasjon) - har et bestemt antall arter ut fra en dynamisk likevekt mellom immigrasjonsrate og utdøingsrate. Generelt forutsettes immigrasjonsraten å øke og utdøingsraten å minke på store, mindre isolerte øyer slik at disse jevnt over har flere arter sammenlignet med artsantallet på mindre, mer fjerntliggende øyer. Som en tommelfingerregel vil tidobling av arealet sørge for dobling av antall arter (MacArthur & Wilson 1967).

Arts-arealbetraktninger behøver imidlertid ikke knyttes til "isolerte" øyer, har stor generell gyldighet og kan være nyttig i flere sammenhenger. Det har vist seg relativt vanskelig å finne generelle "designprinsipper" for verneområder på bakgrunn av øybiogeografiske prinsipper (jf. Begon et al. 1990), men en rekke studier har vist klar sammenheng mellom artsantall og landareal (se f.eks. Bevanger 1987). For nærmere diskusjon se Diamond & May (1976), Simberloff & Abele (1976), Soulé & Wilcox (1980), Soulé (1986). Et stort landområde vil kunne huse flere arter enn et lite, bl.a. fordi store områder gjennomsnittlig har flere habitater og nisjer enn et lite. Det er også sannsynliggjort, gjennom eksperimenter og undersøkelser over lang tid (se f.eks. Simberloff & Wilson 1969, Beven 1976), at det innen et bestemt område skjer en omsetning ("turnover") av arter. Dette innebærer at det foregår en mer eller mindre kontinuerlig utskifting av arter - noen kommer, noen forsvinner; dvs. at artstallet over tid holder seg relativt konstant, men at det er vanskelig å forutsi hvilke arter som til enhver tid er i området. Dette vil også gjelde for habitatøyer som f.eks. byparker.

Alt i alt synes det derfor klart at store reservater vil understøtte flere arter enn små reservater, og at et reservat som er en del av et kontinuum vil understøtte flere arter enn et isolert område. Hvis imidlertid valget står mellom å ha ett stort reservat istedet for flere små, er svaret ikke enkelt. Quinn & Harrison (1988) fant f.eks. at en samling småøyer hadde flere arter enn et sammenlignbart areal bestående av én stor eller noen få større øyer.

Dette mønsteret synes likt både for habitatøyer og f.eks. enkelte, mer eller mindre avgrensede nasjonalparker. Flere mindre parker inneholdt flere pattedyr- og fuglearter enn større parker med samme areal i Øst-Afrika. Tilsvarende er funnet for pattedyr og krypdyr i australske reservater og større pattedyr i nasjonalparker i USA (Begon et al. 1990). Det synes derfor sannsynlig at habitatheterogenitet generelt er av betydelig viktighet for å fremme artsrikdom. Det er dessuten viktig å være klar over at "øyteori" så langt synes mest relevant for insekter.

Begon et al. (1990) konkluderer med at kunnskap om øybiogeografiske forhold synes å tilføre få generelle prinsipper som kan komme til nytte ved verne vurderinger: "Hva som trengs er detaljert kunnskap om de enkelte arters økologi - og vilje til å verne".

Levins (1970) introduserte begrepet metapopulasjoner (se Shorrocks & Swingland 1990) for å beskrive en overordnet populasjon, dvs. en populasjon av populasjoner, med subpopulasjoner i stadig endring. Selv om populasjonen innen den enkelte habitatflekk eller "øy" kan fluktuere kraftig, kan metapopulasjonen være relativt stabil. Dette har overføringsverdi til bymiljø hvor habitatflekke ofte er både små og lokalisert i betydelig avstand fra hverandre. I praksis betyr det at selv om en art skulle forsvinne fra en av de lokale subpopulasjonene i en habitatflekk (f.eks. et parkområde) så eksisterer den innen metapopulasjonen (f.eks. innen bykommunen totalt sett). For organismer som kan dø ut i en habitatflekk på grunn av f.eks. predasjon, sykdom eller uforutsigbare miljøendringer, kan utbredelse som metapopulasjon - gjennom mange habitatflekker - være en viktig mekanisme til å overleve over tid. En vesentlig forutsetning for at mekanismen kan fungere, er korridorer (se også Gilpin 1990, May & Southwood 1990, Gilpin & Hanski 1991).

4.3.2 Korridorer

Parkområder i indre byområder er tradisjonelt konstruert av introduserte plantearter. Ofte ivaretar disse estetiske ønsker og krav samtidig som de representerer habitater for andre organismer. Normalt er slike områder imidlertid små, har relativt lav bio-

diversitet og kostnadene ved å opprettholde dem er store. Byområder med størst bevart biodiversitet er vanligvis knyttet til arealer med topografi som gjør dem vanskelig tilgjengelige, i første rekke korridorer langs elver. Dette gjelder generelt mer eller mindre verden over (jf. Murphy 1988). Slike korridorer med tilgrensende habitater er blant de mest verdifulle arealer i det urbane miljø. De virker som reservoarer for høy biodiversitet og reduserer isolasjonen til de større økosystemer som grenser opp mot de urbane områdene. Kunnskap om dette har betydelig forvaltningsrelevans, ikke minst med hensyn til allokering av tomtearealer.

Spredning ("dispersal") er en nøkkelfaktor for fragmenterte populasjoners overlevelsemulighet. I f.eks. jordbrukslandskap, med små rester av naturlige habitater, synes mange arters eksistens å bero på tilstedeværelse av et romlig nettverk - korridorer - som muliggjør spredning. Ved effektive barrierer som motorveier, er f.eks. spesialkonstruksjoner (underliggende passasjer) nødvendig for at spredning mellom subpopulasjoner skal være mulig.

Ved opprettelse av reservater, og i den generelle diskusjon knyttet til habitatfragmentering og restbiotoper - urbaniseringsprosesser inkludert - står derfor spørsmål om bevaring eller opprettelse av korridorer (se f.eks. Adams & Dove 1989) sentralt. "Korridorer" defineres gjerne som smale, lineære habitatstriper som har verdi for viltet. Ved siden av kantskoger langs vann og vassdrag kan det dreie seg om f.eks. ubebygde områder i tilknytning til kraftledninger, veier og jernbaner.

Det er foretatt få kritiske analyser av korridorers betydning på artsnivå for pattedyr. For å kunne utlede generelle prinsipper som gjelder ved fragmentering av landskap, er detaljstudier av enkeltarter nødvendig. I Trondheim er arealene langs Nidelva en viktig korridor for at større pattedyr skal kunne bevege seg inn mot eller ut fra byen. Peiling av radiomerket grevling viser bl.a. at kantsonen mot elva også representerer viktige nærings- og hihabitater (Bevanger et al. unpubl.). Økt kunnskap om hvordan den enkelte art "opplever" fragmenteringen (inklusive barrierene) står sentralt. Det er viktig å skille mellom den nytte viltet kan ha av korridorer og den nytte mennesker kan ha av slike arealer som rekreasjonsområder.

En arts potensielle nytte av korridorer henger nøye sammen med hva som kan identifiseres som barrierer for arten. Salwasser (1986) poengterer f.eks. at voksne individer av den nordlige underarten av flekkugle *Strix occidentalis caurina* ikke krysser store åpne områder, men trenger korridorer av gammelskog for

å kunne overleve i sine naturlige leveområder langs den nordvestlige stillehavskysten, som nå er så fragmentert på grunn av skogsdrift at arten er sterkt utryddelsestruet.

Ethvert individ kan betraktes som et produkt av et evolusjonært kompromiss, hvilket bl.a. reflekteres i dets habitatvalg som skjer ut fra hvilke økologiske faktorer som påvirker individets overlevelse og reproduksjon. I landskapsøkologisk/urbanøkologisk kontekst kan dette allegorisk tenkes som en labyrintvandring. Individets overlevelsessuksess avhenger av dets evne til å finne veien ut. Hvilke elementer i labyrinten gjør dette vanskelig eller umulig? Hvordan utforme labyrinten for å gjøre det mulig? Dette er de utfordringer vi som "skapere" står overfor.

4.4 Økt diversitet?

Det er forholdsvis enklere å beskrive hvordan biodiversitet destrueres enn skapes: destruksjon av mikro- og makrohabitater, fragmentering (dvs. "øyisolering"), brudd i smale korridorer, fjerning av undervegetasjon gjennom overdreven skjøtsel av parkområder, innføring av "pestarter", forurensing, endringer i abiotiske faktorer som temperatur, lysforhold, fuktighet og vindforhold.

Urban økologi kan på mange måter klassifiseres under begrepet "restaureringsbiologi" (se f.eks. Begon et al. 1990). Hvis en i "restaurering" skal legge tradisjonelt begrepsinnhold, vil det innebære et forsøk på tilbakeføring av et landområde til den tilstand det var før inngrepene, dvs. gjenskape opprinnelig arts-sammensetning og artsutvalg. I urbane områder er imidlertid inngrepene vanligvis irreversible, følgelig må angrepsvinkelen på problemet i beste fall bli rehabilitering, ofte "erstatning" (se f.eks. Bradshaw 1984, Miyawaki et al. 1987). Omfattende oversikter over restaurerings- og rehabiliteringsøkologi er gitt av Bradshaw & Chadwick (1980) og Jordan et al. (1987).

Svaret på hvordan diversitet kan maksimeres kan derfor også gjøres enkelt: bevar så store områder som mulig med divers vegetasjon og topografi - eller skap slike områder. Alle vitenskapelig organiserte fugleregistreringer i urbane habitater viser entydig sammenheng mellom habitatenes struktur (kompleksitet) og artsopptreden (f.eks. Lancaster & Rees 1979, Savard & Falls 1981, Mason 1985, Valvo et al. 1985). Tilsvarende gjelder også for andre vertebrater (jf. Dickman 1987).

Det er skrevet en rekke bøker som omhandler hvordan den enkelte hageeier kan organisere sin hortikulturelle virksomhet for å optimalisere forholdene for et rikt dyreliv. Det er ikke lett å

Tabell 2. Tettsteder (48) med minst 7000 innbyggere (etter Statistisk sentralbyrå 1991). Viktige og karakteristiske naturelementer i eller i umiddelbar tilknytning til stedet er skjønnsmessig antydnet etter firedelet skala; *=minst viktig, ****=viktigst. - Urban areas (48) with at least 7000 inhabitants (after Central Bureau of Statistics 1991). Important and characteristic nature elements close to the area are indicated on a four-graded scale; *=least important, ****=most important.

Tettsted City/town	Fjord Fjord	Elv River	Innsjø Lake	Skog Woodland	Kulturmark Pastures
Oslo	****	**	*	**	*
Bergen	****				
Trondheim	****	****		**	*
Stavanger	****		**		**
Drammen	****	****		**	**
Fredrikstad	****	****		*	**
Kristiansand	****	****		*	*
Sarpsborg		****	**	**	**
Tønsberg	****			*	**
Tromsø	****	*			
Porsgrunn	****	****		**	*
Sandefjord	****			**	*
Haugesund	****				*
Moss	****	**	**	**	*
Skien		****		**	*
Bodø	****		**		*
Hamar			****	**	**
Sandnes	****	**	*		**
Ålesund	****				
Arendal	****	**		*	
Halden	****	****		**	*
Mo i Rana	****	**			
Larvik	****	***	**	**	*
Kristiansund	****				
Horten	****		**		*
Gjøvik		**	****	**	**
Molde	****	*			
Lillehammer		****	****	**	**
Narvik	****				
Harstad	****	**			
Kongsberg		****		**	*
Askøy	****				*
Hønefoss		****		**	*
Ski			*	**	
Askim				*	**
Kongsvinger		****		***	
Elverum		****		***	
Steinkjer	****	****		**	**
Mosjøen	****	****		***	*
Leirvik	****	***			***
Notodden		***	****	**	*

Tabell 2. Fortsatt fra forrige side

Tettsted City/town	Fjord Fjord	Elv River	Innsjø Lake	Skog Woodland	Kulturmark Pastures
Stjørdalshalsen	****	****		**	**
Mandal	****	****			
Namsos	****	****		*	*
Vennesla		****	***	**	*
Alta	****	****		*	*
Egersund	****	**	**		*
Hammerfest	****	**	**		

skreddersy hagen for et bestemt artsutvalg - en må også være forberedt på å få inn arter som ikke er like velkomne (f.eks. kråkefugler og måker) - og at det skjer en "turnover" (se avsnitt 4.3.1).

Det finnes imidlertid mye litteratur som går på praktiske tiltak, dvs. hvilke trær og busker som bør plantes i hagen for å tiltrekke bestemte fuglearter (se f.eks. Longenecker 1956, Rosendahl 1962, Compton & Hamor 1972, Smith 1975, Sanda 1979, Newman 1985, Craven & Ellarson 1986). Det er her snakk om litteratur i første rekke beregnet på vanlige hageeiere med spesiell interesse for fugl. De senere år er det også skrevet flere håndbøker som behandler emnet noe bredere (f.eks. Emery 1986, Gibbons & Gibbons 1988). De fleste teknikker det henvises til vil imidlertid bare tilfredstille generalistenes behov. Det kreves omfattende kunnskap og tålmodighet hvis det skal lykkes å gjenskape og tilfredsstille mer stenøke arters basale miljøkrav. For enkelte synes dette imidlertid å være en utfordring.

I enkelte byer har miljømyndighetene forstått verdien av vann som ressurs, og i Oslo vedtok formannskapet i 1987 et "Miljøpolitisk prinsippprogram for vern av elver, bekker og vann" (Halvorsen 1989). Ikke minst har dette betydning for fremme av en rikere fauna (jf. Kelcey 1985, Dolmen 1989b, Oppegård 1989).

Byer og tettsteder er oftest vokst fram ved en eller annen form for vannvei - elv, hav, innsjø. I Norge har dette sammenheng med at handelsvirksomhet var knyttet til båttransport, at fisk var en sentral ressurs og at de fleste fabrikker som ble etablert i kjølvannet av den industrielle revolusjon hadde behov for energi (vannkraft). Dette har ført til at de fleste byer og tettsteder i Norge har et stort mangfold av naturtyper i umiddelbar nærhet. Men det har også medført at unike naturdokumenter er gått tapt, spesielt fordi deltaområder ved utløpet av større elver er regulert til industriformål.

Tettsted defineres gjerne som "tettbygd område med minst 200 bosatte der avstanden mellom husene som regel ikke overstiger 50 m" (Statistisk sentralbyrå 1991). I følge Statistisk sentralbyrå (1991) har Norge 48 tettsteder med over 7000 innbyggere (tabell 2). Bare 2 av disse er etablert uavhengig av vann/vassdrag. 21 er anlagt ved havet, og av disse ligger 14 i tilknytning til større elveutløp. 6 er lokalisert i tilknytning til elv/innsjø, hvorav halvparten ligger ved utløp av elv i innsjø. To tettsteder er lokalisert til innsjø utenom større elveinnløp og bare to av denne tettstedskategori er lokalisert uavhengig av disse elementene. I tabell 2 indikeres også nærhet til vesentlige naturtyper som skog og kulturmark.

Lokale myndigheter har i dag gode forutsetninger for å lage langt mer detaljerte "ressursoversikter" over det enkelte tettsteds "biologiske potensiale" enn vist i tabell 2 slik at bioressurser kan utnyttes til berikelse av lokale bomiljø. Optimal, langsiktig ressursforvaltning krever i første rekke oversikt over eksisterende muligheter og bevisstgjøring og klargjøring av lokale forutsetninger. Uten lokale og regionale oversikter vil arbeidet med å bevare og prioritere hvilke arealer som skal båndlegges for å bevare biodiversitet, tjene friluft- og rekreasjonsinteresser, være vanskelig og resultatet kvalitativt sett ofte bli dårlig.

Økonomiske og politiske hensyn gjør bevaringsarbeidet av biodiversitet vanskelig i urbane områder. Det dreier seg normalt om private eiendommer med svært høye arealpriser og lokalpolitikere som prioriterer "utvikling" og arbeidsplasser foran vern av restbiotoper. Økt biologisk fagkompetanse innen kommunale og fylkeskommunale beslutningsorganer danner grunnlag for at vi i Norge kan lykkes bedre enn de fleste. Det synes her primært å dreie seg om bevisstgjøring av planleggere, politikere og beslutningstakere og gjennomslag for prinsipper omkring bevaringsstrategier, ikke nødvendigvis tilførsel av biologisk kompetanse.

5 Urbane arter

5.1 Generelt

En arts habitattilknytning er et resultat av en evolusjonær prosess - enkelte har snevre krav til miljøet (stenøke arter) mens andre er mer tilpasningsdyktige og tolerante (euryøke arter). Det er i den siste gruppen, dvs. blant generalistene og opportunistene, de urbane arter gjerne finnes. De samme arter har gjerne store populasjoner (høy individtetthet) og stor geografisk utbredelse (se Rabinowitz (1981) for klassifisering av "sjeldne" arter). De utgjør relativt få arter, men representerer totalt sett stor biomasse. Felles for dem er at de klarer å "leve med" de negative miljøfaktorer (forurensing, mangel på ressurser som mat og reirplass, konkurranse (i særlig grad med mennesker), spesielle mortalitetsfaktorer (f.eks. trafikkdød) osv.) som et liv i byen medfører, og utnytte situasjonen til sin fordel. For bibliografi om urbaniseringsprosessers effekt på viltet, se Leedy (1979) og Adams (1988).

Utstrekning og variasjonsbredde i urbane habitater, og det faktum at de fleste norske bykommuner omfatter store områder med naturlige habitater, gjør at lister over norske urbanarter blir



omfattende. Artslister for en bykommune er derfor relativt uinteressante i denne sammenheng. Det er eksempelvis observert 45 pattedyrarter og ca 200 fuglearter i Oslo kommune, dvs. over 50 % av Norges pattedyr- og fuglearter (Sandaas 1989). Det som folk i sin alminnelighet forbinder med urbane arter vil imidlertid være langt færre. For mer generelle europeiske forhold, se Klausnitzer (1989).

Det vil alltid være forskjellige oppfatninger av hva som er ønskelige eller uønskede arter ("pestarter"). Den følgende inndeling (avsnitt 5.2-5.5) er basert på et subjektivt skjønn av hva "folk flest" synes å mene.

5.2 Pattedyr

Tabell 3 gir en skjønnsmessig oversikt over pattedyrarter i Norge som relativt regelmessig opptrer i urbane/suburbane habitater. Norske byer og tettsteder har generelt liten utstrekning og vil følgelig ha kort avstand mellom et mangfold "uberørte", naturlige habitater til bykjerne, selv i de største byene. Dette innebærer bl.a. at arter som normalt ikke assosieres med by kan forville seg inn i de mest "ultraurbane" områdene (bykjerne); typiske eksempler er elg *Alces alces* og rådyr *Capreolus capreolus* (jf. Husby 1989). Det er derfor vanskelig å forutsi hvilke arter som totalt sett kan havne på en urban artsliste.

Streifindivider er imidlertid av mindre interesse hvis målet er å identifisere typiske byarter. Og av de i alt 29 artene som er tatt med i tabell 3, er bare 6 antatt å opptre regelmessig i sentrumsområdene, mens 15 kan forventes å opptre regelmessig i de deler av indre byområder hvor private boliger med hager finnes. På grunn av fragmentarisk kunnskap om enkeltarter, er tabellen i beste fall å regne som "veiledende". Artsutvalget avspeiler Norges geografiske utstrekning gjennom bl.a. at de fleste av de 5 flaggermusartene bare er å finne i Sør-Norge, mens f.eks. arter som gråsidemus *Clethrionomys rufocanus* og rødmsus *C. rutilus* primært finnes i Nord-Norge. Alle typiske urbane pattedyrarter betraktes ofte som "pestarter" (untatt ekorn) og omtales nærmere under avsnitt 5.5.1. Opptreden av ekorn i bykjerne varierer, men arten finnes ofte i tilknytning til kirkegårder og/eller sentrumsparker (**figur 11**).

Figur 11

Opptreden av ekorn *Sciurus vulgaris* i bykjerne varierer, men arten finnes ofte i tilknytning til kirkegårder eller sentrumsparker. - The occurrence of the red squirrel in towns and cities varies, but the species is often found in churchyards and city parks.

Tabell 3. Pattedyrarter som antas å opptre relativt regelmessig i urbane og suburbane miljøer i Norge. A = sentrumsområder, B = indre byområder, parker, C = urbane/suburbane "hagelandskap", overgangssone mot kulturmark og skog/vann. * indikerer frekvens av opptreden. (+) indikerer negative interaksjoner ("pestart"). - Mammal species thought to occur regularly in urban and suburban environments in Norway. A = urban core areas, B = inner urban areas, parks, C = urban/suburban "garden landscapes", transition zone to farmland and forest/bodies of water. * indicates frequency of occurrence, (+) indicates negative interactions ("pest species").

Art - Species	"Habitat"		
	A	B	C
Piggsvin <i>Erinaceus europaeus</i>		*	**
Vanlig spissmus <i>Sorex araneus</i>		*	**
Vannspissmus <i>Neomys fodiens</i>			*
Skjeggflaggermus <i>Myotis mystacinus</i>		*	*
Nordflaggermus <i>Eptesicus nilsonii</i>		*	*
Skimmelflaggermus <i>Vespertilio murinus</i>		*	*
Dvergflaggermus <i>Pipistrellus pipistrellus</i>		*	*
Langøreflaggermus <i>Plecotus auritus</i>		*	*
Hare <i>Lepus timidus</i>			*
Ekorn <i>Sciurus vulgaris</i>	*	*	**
Husmus <i>Mus musculus</i> (+)	*	*	**
Brun rotte <i>Rattus norvegicus</i> (+)	**	***	***
Stor skogmus <i>Apodemus flavicollis</i>			*
Liten skogmus <i>Apodemus sylvaticus</i>			*
Markmus <i>Microtus agrestis</i> (+)			*
Vånd <i>Arvicola terrestris</i>			*
Klartremus <i>Clethrionomys glareolus</i>			**
Rødmus <i>Clethrionomys rutilus</i>			**
Gråsidemus <i>Clethrionomys rufocanus</i>			**
Lemen <i>Lemmus lemmus</i>			*
Hjort <i>Cervus elaphus</i>			*
Elg <i>Alces alces</i>			*
Rådyr <i>Capreolus capreolus</i>			*
Rødrev <i>Vulpes vulpes</i> (+)	*	*	**
Mink <i>Mustela vison</i>		*	*
Mår <i>Martes martes</i>			*
Oter <i>Lutra lutra</i>		*	*
Grevling <i>Meles meles</i> (+)	*	*	**
Villkatt <i>Felis silvestris</i> f. <i>catus</i> (+)	*	**	**

5.3 Fugl

DeGraaf (1987b) karakteriserer den urbane fuglefauna (på bakgrunn av egne og andres undersøkelser) på følgende måte (gjelder fortrinnsvis mindre spurvefugl):

- høye tettheter av frøspisende/omnivore arter
- lave tettheter av hekkende arter
- få hull- og bakkehekkende arter
- få hekkende, insektspisende arter

Med visse modifikasjoner synes en slik karakteristikk også dekkende for norske forhold.

Tabell 4 gir en oversikt over fuglearter som antas å opptre i norske bymiljø. Tabellen er satt opp ut fra samme kriterier som **tabell 3**, og samme begrensninger i forhold til eksakthet gjelder derfor.

Tabell 4. Fuglearter som antas å opptre relativt regelmessig i urbane og suburbane miljøer i Norge. A = sentrumsområder, B = indre byområder, parker, C = urbane/suburbane "hagelandskap", overgangssone mot kulturmark og skog/vann. * indikerer frekvens av opptreden. (+) indikerer negative interaksjoner ("pestart"). - Bird species thought to occur regularly in urban and suburban environments in Norway. A = urban core areas, inner urban areas, parks, C = urban/suburban "garden landscapes", transition zone to farmland and forest/bodies of water. * indicates frequency of occurrence. (+) indicates negative interactions ("pest species").

Art - Species	"Habitat"		
	A	B	C
Kanadagås <i>Branta canadensis</i>		*	*
Knoppsvane <i>Cygnus olor</i>		*	*
Stokkand <i>Anas platyrhynchos</i>	*	**	***
Krikkand <i>A. crecca</i>		*	**
Brunnakke <i>A. penelope</i>			*
Toppand <i>Aythya fuligula</i>			**
Ærfugl <i>Somateria molissima</i>			**
Stellerand <i>Polysticta stelleri</i>			*
Havelle <i>Clangula hyemalis</i>			**
Kvinand <i>Bucephala clangula</i>		*	**
Høsehauk <i>Accipiter gentilis</i>			*
Spurvehauk <i>A. nisus</i>		*	*
Tjeld <i>Haematopus ostralegus</i>			*
Vipe <i>Vanellus vanellus</i>			**
Storspove <i>Numenius arquata</i>			*
Hettemåke <i>Larus ridibundus</i> (+)	*	**	**
Sildemåke <i>L. fuscus</i>		*	*
Gråmåke <i>L. argentatus</i> (+)	*	**	**
Svartbak <i>L. marinus</i> (+)	*	**	**
Fiskemåke <i>L. canus</i> (+)	**	**	***
Krykkje <i>Rissa tridactyla</i>		*	**
Makrellterne <i>Sterna hirundo</i>		*	*
Rødnebbterne <i>S. paradisaea</i>		*	*
Ringdue <i>Columba palumbus</i>		*	**

Forts.

Tabell 4 Forts. fra forrige side

Art - Species	"Habitat"		
	A	B	C
Klippedue (bydue) <i>C. livia</i> (+)	***	***	**
Tyrkerdue <i>Streptopelia decaocto</i>	*	*	*
Tårnseiler <i>Apus apus</i>	*	**	**
Lerke <i>Alauda arvensis</i>			*
Sandsvale <i>Riparia riparia</i>			*
Trepplerke <i>Anthus trivialis</i>			*
Linerle <i>Motacilla alba</i>		*	**
Sidensvans <i>Bombycilla garrulus</i>		*	*
Gjerdsmett <i>Troglodytes troglodytes</i>			*
Jernspurv <i>Prunella modularis</i>		*	**
Gulsanger <i>Hippolais icterina</i>		*	*
Hagesanger <i>Sylvia borin</i>		*	*
Munk <i>S. atricapilla</i>		*	*
Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i>	*	*	**
Gransanger <i>P. collybita</i>	*	**	**
Svartkvit fluesnapper <i>Ficedula hypoleuca</i>		*	**
Gråfluesnapper <i>Muscicapa striata</i>		*	*
Buskskvett <i>Saxicola rubetra</i>			*
Rødstjert <i>Phoenicurus phoenicurus</i>		*	*
Rødstrupe <i>Erithacus rubecula</i>			*
Gråtrost <i>Turdus pilaris</i>		*	**
Svarttrost <i>T. merula</i>		*	*
Rødvingetrost <i>T. iliacus</i>		*	*
Måltrost <i>T. philomelos</i>		*	*
Løvmeis <i>Parus palustris</i>		*	*
Granmeis <i>P. montanus</i>		*	*
Blåmeis <i>P. caeruleus</i>		*	**
Kjøttmeis <i>P. major</i>	*	**	**
Spettmeis <i>Sitta europaea</i>			*
Trekryper <i>Certhia familiaris</i>			*
Gulspurv <i>Emberiza citrinella</i>		*	*
Bokfink <i>Fringilla coelebs</i>		**	**
Bjørkfink <i>F. montifringilla</i>		*	*
Grønnfink <i>Carduelis chloris</i>	*	**	**
Grønnsisik <i>C. spinus</i>		*	*
Gråsisik <i>C. flammea</i>		*	*
Dompap <i>Pyrrhula pyrrhula</i>		*	*
Gråspurv <i>Passer domesticus</i> (+)	**	***	***
Pilfink <i>P. montanus</i>		*	*
Stær <i>Sturnus vulgaris</i>	*	**	**
Skjære <i>Pica pica</i>	*	**	**
Kaie <i>Corvus monedula</i>	*	**	**
Kornkråke <i>C. frugilegus</i>		*	**
Kråke <i>C. corone</i> (+)	**	***	***
Ravn <i>C. corax</i>		*	**

5.3.1 Rovfugl

Av de fuglearter som har gjort seg mest bemerket som byfugler, er trolig enkelte rovfuglarter. Mest berømt er kanskje vandrefalkene *Falco peregrinus* i The Sun Life Building i Montreal i Kanada som i 12 år hadde reir på skyskraperen, 92 m over gatelegemet (se Hall 1955, Cade & Bird 1990). At vandrefalk har klart å etablere seg som byart er neppe noen tilfeldighet da den er en typisk kosmopolitt og blant de mest tilpasningsdyktige rovfugler som finnes. I 1988 hadde tilsammen 30-32 vandrefalkpar tilhold i minst 24 byer og tettsteder i Nord-Amerika (Cade & Bird 1990).

I tilknytning til at rovfugler er funnet hekkende i byer, er det filosofert mye over om fugl opplever de betongkolosser som skyskraperer, analogt med "fjellvegger". Ved siden av passende reirplass er tilgang på næring svært viktig når fugler velger habitat. De rovfugler og ugler som opptrer i bymiljø må derfor ses i nøye sammenheng med lokal, stor næringstilgang (avfall, rotter, duer, kråker). Det er forøvrig bare kattugle *Strix aluco* og spurvehauk *Accipiter nisus* som er funnet hekkende i norske byer (jf. Tømmerrås 1989), mens en rekke andre arter er observert på matsøk i urbane områder, særlig utover høsten og vinteren. Det gjelder særlig arter som spurvehauk og hønehauk *A. gentilis*, men også jaktfalk *F. rusticolus*, vandrefalk, dvergfalk *F. columbarius* (jf. Warrentin & Oliphant 1990), hubro *Bubo bubo*, hornugle *Asio otus*, haukugle *Surnia ulula* og spurveugle *Glaucidium passerinum*.

5.3.2 Våtmarksfugl

I tillegg til at så godt som alle norske byer og tettsteder er anlagt i tilknytning til vann (jf. avsnitt 4), har mange byer både kunstig anlagte og naturlige dammer som del av parkanlegg. Selv om mange slike dammer er ødelagt gjennom gjenfylling og forurensing opp gjennom årene (jf. avsnitt 5.4), er fremdeles en del intakte i tillegg til at det i økende utstrekning etableres kunstige dammer (jf. Oppegård 1989). En rekke vannfuglarter, spesielt ender og gjess, er derfor vanlige innslag i bybildet (**figur 12**).

Av ender dominerer naturlig nok stokkand *Anas platyrhynchos*, men også krikkand *A. crecca*, brunnakke *A. penelope* og kvinnand *Bucephala clangula* er vanlig. "Sjøbyene" har gjerne store flokker med dykkender som ærfugl *Somateria mollissima* og havelle *Clangula hyemalis* på besøk i havnebassengene. I Nord-Norge, f.eks. Vadsø, kan langt mer "eksotiske" arter opptre som havne- og byfugler, bl.a. stellerand *Polysticta stelleri*. I Sør-Norge er gjerne kanadagjess *Branta canadensis* og knoppsvane *Cygnus olor* å se i byområder, både sommer og vinter. Forøvrig opptrer de fleste norske måkefuglarter i byområder, i større eller mindre antall. Flere byer har opplevd å få måkekolonier anlagt inne i selve byområdet (jf. avsnitt 5.5 og **figur 13**).



Figur 12

En rekke vannfuglarter, særlig ender, opptrer ofte i bykjerne i tilknytning til damanlegg i parker, som her i Slottsparken i Oslo. - Several species of waterfowl, especially ducks, often use ponds in city parks, as here in the Palace Park in Oslo.



Figur 13

Måker finner seg godt til rette i bymiljø og flere norske byer har opplevd å få etablert måkekolonier i selve bykjernen som denne lille krykkjekolonien Rissa tridactyla i Vardø. - Several species of gull frequently live in urban areas and have even established colonies in the centre of some Norwegian towns like this little kittiwake colony in Vardø.

Selv om artene nevnt i de to foregående avsnitt nok gjør seg sterkt bemerket, bl.a. gjennom sin kroppsstørrelse, er det (mindre) spurvefugl som både gjennom arts- og individantall dominerer i sommerhalvåret. Et litt større parkområde i tilknytning til en kirkegård har gjerne 15-20 arter eller mer som hekker (jf. tabell 4). For de fleste byboere med egen hage og fôringsplass er det disse artene som kanskje betyr mest sosialt. Det er også deres forekomst som enklest kan reguleres gjennom riktig "skjøtsel" av "de grønne lunger". Av litt større arter dominerer kråkefugler; kråke *Corvus corone*, kornkråke *C. frugilegus*, kaie *C. monedula* og skjære *Pica pica*.

5.4 Amfibier og reptiler

Som påpekt av Dolmen (1989a) har amfibier og reptiler liten eller ingen tradisjon i norsk naturforvaltning. Flere arter innen denne dyregruppen er i dag på kraftig retur, ikke minst i urbane områder. En undersøkelse foretatt av Strand (1989) i 72 dammer i Oslo kommunes byggesone viste at 43 % av dammene hadde amfibier - med alle 5 norske arter representert. Hovedårsakene til at amfibier er på retur som "byvilt" er at dammene gjenfylles eller ødelegges gjennom forurensing og/eller overgjødning, at overvintringsplasser forsvinner - bl.a. gjennom "frisering" (manikyr) av naturtomter og på grunn av fragmentering. Etablering av veier mellom yngledammer og overvintringssted kan skape effektive barrierer såfremt "amfibietunneller" og dyreplasser ikke bygges under veiene (jf. Dolmen 1989 b, Strand 1989, Harris et al. 1990).

5.5 "Pestarter"

Bofellesskap med mennesker innebærer stor fare for å pådra seg dårlig rykte og betegnelser som "problemart" og "pestart". Folk klassifiserer gjerne dyr ut fra oppfatninger om negative/positive relasjoner, dvs. "skadedyr"- og "nyttedyr"-oppfatninger. Ofte nærer massemediene opp under fordommer og vrangforestillinger om dyr ved spesielt å fokusere på ekstreme tildragelser (jf. Sandaas 1989, Bevanger 1990).

Det finnes mange definisjoner av en "pestart" (se Putman 1989). Woods (1974) definerer "pestart" som "an organism which harms Man or his property or is likely to do so. The harm must be significant, the damage of economic importance", mens Begon et al. (1990) ganske enkelt sier at "a pest species is any species which we, as humans, consider undesirable" (se også Flint & van den Bosch 1981). En rekke arter innen dyreriket (og planteriket) defineres som "pestarter", ofte fordi de får spesielt gunstige levevilkår gjennom - og derved skader - våre monokulturer eller fordi de er innført som nye arter til miljøer som ikke er i besittelse av tetthetsbegrensende mekanismer -

som f.eks. predatorer og patogener. Slike "pestarter" finnes også i urbane miljø, hvorav enkelte gnagerarter er særlig godt kjent. Det er imidlertid grunn til å understreke at det å gi en art peststatus, er en subjektiv vurdering; ingen mennesker - ingen "pestart" (Begon et al. 1990).

Det er vanskelig å behandle "vilt i bymiljø" uten å diskutere "pestarter", både fordi uønskede såvel som ønskede arter er aktører på en felles scene hvor klassiske økologiske prinsipper gjelder. Som forvaltere - og medaktører - forutsetter dette av oss en spesielt bevisst holdning til enkelte arter.

5.5.1 Pattedyr

Den brune rotta er uten sammenligning den art som er mest berømt. På verdensbasis gjør den skader for milliarder av kroner. I Storbritannia beregnes årlige skader til mellom £ 10 og 20 millioner (Richards 1989). Interessant nok er branner forårsaket gjennom avnagd isolasjon på elektriske ledninger hovedansvarlig for dette tapet.



Figur 14

*Det største rovpattedyr som regelmessig treffes i bymiljø og som skaper visse konflikter i forhold til mennesker, er grevling *Meles meles*, her ved Nidarosdomen i Trondheim. - The badger is the biggest carnivore living in urban areas in Norway and it can create conflicts with humans. This one was photographed close to the Nidaros Cathedral in Trondheim.*

Etter at den svarte rotta *Rattus rattus* nå er utkonkurrert av den brune (Semb-Johansson & Ims 1990) - og vel ikke lenger kan regnes som en del av norsk fauna - er den brune rotta eneste gnagerart som gjør skade av stort omfang (se Twigg 1975). Husmus *Mus musculus* er også stedvis vanlig i byer og tettbebyggelse (bl.a. i Trondheim), men synes ikke å forårsake større problemer. I hageområder gjør imidlertid både klatremus *Clethrionomys glareolus* og markmus *Microtus agrestis* enkelte år betydelige skader på prydvekster og frukttrær. Både rotte og husmus er arter som mer eller mindre er avhengige av menneskets virksomhet for å eksistere.

Fugl og pattedyr er vektorer for en rekke sykdommer. Mest kjent er den svarte rottas spredning av bakterien *Yersinia pestis* - via sin loppe *Xenopsylla cheopis* - som var ansvarlig for svatedauen (til Norge i 1349) og flere påfølgende pestepidemier (Ustvedt 1985). Brunrotta er også smittespredere av sykdommer, bl.a. paratyfus og *Salmonella*-infeksjoner.

Blant større pattedyr som regelmessig ferdes inne i byområder, har trolig grevling (**figur 14**) dårligst rykte. Innbyggere i Trondheim kommune ble i februar og mars 1989 gjennom massemedia oppfordret til å rapportere om observasjoner av grevling (Bevanger 1990). Det ble sendt postkort til 10 623 husstander med tilsvarende anmodning. 580 personer ga tilbakemelding, hvorav 46 (8 %) var av klart negativ karakter. De øvrige syntes å avspeile en positiv interesse for og holdning til grevling. 32 (ca 70 %) av de negative responsene var av typen "redd/engstelig for grevling", mens 14 (ca 30 %), "skadegruppen", hadde relatert sin negative holdning til konkrete forhold som utgraving av masser under grunnmur/hus, huller og/eller ekskrementer i plen/bed og andre ødeleggelser i tilknytning til hageanlegg. Fem meldte om søppeldunkproblemer. I "frykt-gruppen" sa 21 at de bare var "redd" grevling, eller følte det plagsomt å vite at de hadde den som nabo. Fire var redde for at små barn skulle bli bitt og tilsvarende mange var redde for at katten skulle bli tatt. I alt ble 58 hi/soveplasser registrert, hvorav 32 var anlagt i tilknytning til byggverk. Totalt sett var de konflikter som ble registrert relativt få og av mindre alvorlig karakter.

En lignende undersøkelse foretatt omkring rødrev i Oslo (Christensen 1989a og b), viste at rev var etablert i store deler av byen, bortsett fra den indre kjerne. Kun et fåtall personer rapporterte om skader forårsaket av rev. Se også Harris (1980).

Det er grunn til å nevne to domestiserte arter; i første rekke katt, men også hund. Antall katter i USA er anslått til over 50 mill. (Conway 1988) og i England anslås antall villkatter til ca 1,2 mill.

(Rees 1982) (av en total kattepopulasjon på 6,8 mill., PFMA 1985). Det totale antall katter i verden er estimert til ca 400 millioner (Legay 1986).

Katter har utvilsomt betydelig økologisk innflytelse, bl.a. ved å ta store mengder fugl. Gilbert (1989) referer en undersøkelse omkring bykatter i England som viser at katter dreper et stort antall dyr de ikke spiser, men bringer hjem til sine eiere. Blant flere tusen innbrakte byttedyr utgjorde fugl 56 %. Analyse av mageinnhold hos katter (se f.eks. Tabor 1983) gir følgelig et mangelfullt bilde av kattens rolle i urbanøkologisk sammenheng.

Villkatter er stedvis blitt så stort problem at tetthetsbegrensende tiltak er nødvendig (Neville 1989). Bråk om natta og fare for smittespredning er valige argumenter for slik kontroll. Den økologiske innflytelse i forhold til andre arter er imidlertid mindre fokusert. Mot dette arbeider mer eller mindre ekstreme vernegrupper med "burhøns"- holdninger. Denne konflikten er ikke av ny dato (jf. Matheson 1944), men har de senere år fått betydelig oppmerksomhet, også på faglig hold (jf. Churcher & Lawton 1987, May 1988, Proulx 1988, Fitzgerald 1990, Jarvis 1990).

Rabies omtales ofte i tilknytning til pattedyr i tett befolkede områder. Rabies, eller hundegalskap, forårsakes av et virus og er en zoonose, dvs. sykdom som kan overføres til, og ramme mennesker. Selv om rabies ikke er påvist i fastlandsnorge, er det grunn til å være oppmerksom på sykdommen da den er vidt utbredt i store deler av Europa. Flere av de typiske urbane pattedyrartene sprer smitten og fungerer som reservoarer for viruset. I Vest-Europa er rabies - foruten hos husdyr og mennesker - konstatert hos bl.a. rødrev, grevling, mår *Martes martes*, rådyr og flaggermus (se Borg 1978). Spontaninfeller er også registrert hos flere fuglearter. Spesielt synes rødrev å være hyppig vektor for rabies (Smith & Harris 1989), men ville katter og hunder er aktive spredere av sykdommen.

5.5.2 Fugl

I de fleste norske kystbyer har flere måkearter fast tilhold, både i hekkeseongen og om vinteren. Etablering av måkekolonier i selve byområdene (**figur 13**) forekommer også (Monaghan 1980).

Gråmåke *Larus argentatus* og svartbak *L. marinus* er viktige søppelplassarter. Ved Heggstaddalen fyllplass utenfor Trondheim ble det i perioden 1977-80 foretatt tellinger av måker samt foretatt andre undersøkelser i tilknytning til problemet "søppelfugl"

(Barikmo 1980). Undersøkelsen viste at flokker med opp til 2000 måker furasjerte på søppelplassen. Merking av 567 måker viste stor bevegelse i vinterbestanden; merkede fugler ble registrert fra Nordkapp i nord til Nederland i sør. Dette innebærer at søppelfugler kan være potensielle smittespredere over lange avstander. En intervjuundersøkelse ved 52 kommunale avfallsbehandlingsanlegg viste at 85 % av fyllingene og oppmalingsanleggene hadde måkeproblemer. En litteraturundersøkelse om smittefare ved avfallsfyllinger og kloakkslamdeponier (Sendstad 1978) viser stor usikkerhet og manglende kunnskap om operative spredningsmekanismer. Generelt må antas at de fleste dyrearter (både vertebrater og evertebrater) tilknyttet urbane miljø representere potensielle vektorer for patogener.

Ved siden av måker er kråke den art som gjør seg mest bemerket som søppelart i norske bymiljø, og inntar i stor utstrekning også selve sentrumsområdene. Mindre skogholt tjener gjerne som overnattingsplasser hvor et stort antall individer ofte samles. Sommer som vinter er kråker å finne i såvel bysentrum som boligområder. Betraktet utenfra synes de forbausende jevnt fordelt mellom hus og gater - og med stor effektivitet utnyttes tilgjengelig næring. De representere utvilsomt en kilde for smittespredning, men fungerer også som et renovasjonsvesen.

Mest kjent av alle byfugler er trolig bydua, som er en domestisert form av klippedue *Columba livia*. Med stort hell har den maktet å utnytte "klippene" som høyhusenes fasader representerer. Sammen med byens næringstilbud gir dette arten så gunstige betingelser at det er naturlig å kategorisere den under "pestbegrepet". De fleste større byer har egne folk ansatt for å redusere duebestanden. Dueekskremitter representerer naturlig nok også en potensiell smitekilde selv om "renoveringseffekten" av denne arten - som for kråkene - ikke skal underslås.

Utover 1970- og 80-tallet har biologiske forskningsinstitusjoner og veterinærmyndigheter mottatt en rekke meldinger om funn av død småfugl på eller ved foringsplasser. Særlig gjelder det arter som dompap *Pyrrhula pyrrhula*, grønnefink *Carduelis chloris*, kjøttmeis *Parus major* og i en viss utstrekning også gråspurv *Passer domesticus*. Det har vist seg at mange har vært angrepet av salmonellose, forårsaket av *Salmonella typhimurium* var. *copenhagen* (se Holt 1989). Smitteoverføring antas å skje i tilknytning til foringssteder ved at smittebærere nedsmitter utlagt for gjennom ekskrementer. Det er også en viss fare for at slike fugler kan overføre smitte til mennesker ved f.eks. å komme inn i lagerlokaler der matvarer oppbevares, eller smitte kan overføres fra reir plassert i luftkanaler.

I rettferdighetens navn må sies at både måker, kråker og duer (eller andre "pestarter") ikke bare representerer "pest", men også er kilde til betydelig trivsel for byborgere - i mange forskjellige sammenhenger. "Pestarter" bør heller ikke være noe alibi for teknokrater til å foreta disposisjoner som destruerer byens dyreliv. På tross av almen aksept for at dyre- og planteliv er viktige trivselsskapende faktorer i boområdets nærmiljø, er det et sørgelig faktum at habitater ofte destrueres planløst når større og mindre reguleringsplaner iverksettes, ved at skog hugges og produksjonsgrunnlaget fjernes. Så langt er det gjort få seriøse forsøk på å benytte etablert biologisk/økologisk kunnskap innen tekniske etater, det være seg lokalt eller regionalt.

I Trondheim har det de senere år vært åpen konflikt omkring en stor (over 300 par) fiskemåkekoloni (*Larus canus*) anlagt på taket av en ubåtbunker (Dora II) fra andre verdenskrig. Havnemyndighetene har tatt bygningen i bruk og virksomheten påstås sjeneret ved at måkeunger faller ned fra taket med påfølgende spetakkel fra de voksne fuglene. Viltforvalteren har på sin side tilbudt oppsett av gjerde langs kanten av bunkertaket. På ettersommeren 1991 ble all vegetasjon og jordsmonn fjernet fra taket i forbindelse med "reparasjonsarbeider" uten at lokale viltmyndigheter ble kontaktet. Dette er et klassisk eksempel på hvordan "ikke kvantifiserbare" verdier oftest taper i kampen om arbeidsplasser, og hvordan lokale, perspektivløse og kortsiktige interesser i stor utstrekning "styrer utviklingen". Situasjonen kan ytterligere illustreres med sitat fra en norsk byingeniør: "Trær bør stå i skogen, ikke i byen" (fordi trærnes røtter vokser inn i og ødelegger byens kloakksystem). Denne holdningen synes å være karakteristisk for mange teknokrater med virksomhet tilknyttet byplanlegging.

6 Sosiologiske aspekter

6.1 Urban økologi - bare for I-land?

I følge Vedenskommisjonen for miljø og utvikling (1987) vil omtrent halvparten av verdens befolkning være byboere innen århundreskiftet. I Norge er vel 70 % av befolkningen knyttet til tettsteder (Statistisk sentralbyrå 1988). Spesielt er byveksten i den tredje verden stor. Hos de fleste byadministrasjoner her finnes få av de ressurser - i videste forstand - som er nødvendig for å sikre befolkningen primærgoder som f.eks. rent vann og kloakksystem. I denne situasjon vil våre urbanøkologiske problemstillinger lett fortone seg som teoretiske og luksusproblemorienterte.

Det eksisterer følgelig et betydelig skille mellom byproblemer i den tredje verden og i industrinasjonene. Byer i den tredje verden utvikles så å si uten unntak tilfeldig og ukontrollert - veksten tar overhånd før fundament for infrastruktur er lagt. Slik tilfeldig byutvikling beslaglegger det areal og den natur som trengs til grøntarealer - parker og rekreasjonsområder. I tillegg antar vann- og luftforurensing og annen forøpling slike dimensjoner at det overstiger vestens storbyer to til tre ganger. Dødeligheten hos mennesker øker tilsvarende (jf. Verdenskommisjonen for miljø og utvikling 1987).

Sett på denne bakgrunn er det vanskelig å dra globale perspektiver inn i en diskusjon om urbanøkologi eller trekke for generelle retningslinjer og målsettinger. Det synes relativt selvsagt at byutvikling ikke kan baseres på standardiserte modeller, men at det må legges stor vekt på lokale og regionale kulturtradisjoner og særtrekk. Få nasjoner i den tredje verden har imidlertid strategier for målsetting og prioritering for hvordan by- og tettstedssystemer skal utvikles eller hvordan den enkelte by skal se ut (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling 1987). I sin rapport påpeker imidlertid Verdenskommisjonen at utvikling av bosettingsstrategier er nødvendig for å lette presset på de største byene og at mindre byer og tettsteder må bygges slik at tilpassing til lokale, rurale forhold er mulig.

6.2 Vilt som opplevelsesressurs

Et tema vekker ofte politisk interesse først når økonomiske interesser er involvert. Spørsmål knyttet til kvantifisering av nytteverdi hos en ressurs ut fra vanlige økonomiske kriterier er klassiske problemstillinger i diskusjoner om biodiversitetsreduksjon i globalt perspektiv: hvordan kvantifisere verdien av arter (se Norton

1988)? I urbanøkologisk sammenheng vil to forhold stå sentralt: a) natur og dyreliv som opplevelsesressurs og b) som pedagogisk ressurs (i bl.a. undervisningssammenheng). Begge deler er "produkter" som ikke nødvendigvis bedrer vår tilværelse materielt sett, men langsiktige investeringer i økt livskvalitet som uten videre kan kategoriseres sammen med annet forebyggende helsearbeid.

Det er sagt og skrevet mye om menneskets behov for nærhet til natur og dyr, ikke minst som motvekt mot den isolasjon urban bosetting og livsform kan medføre. Fuglebrettet i hagen eller mating av duer i byparken (figur 12) er for mange eneste mulighet til å bryte denne isolasjonen. De psykososiale aspekter i dette illustreres best gjennom omfanget av kjæledyrhold - et ukjent antall millioner katter, hunder, slanger osv. - som konsumerer en proteinmengde som kunne livnært mange millioner mennesker (jf. avsnitt 5.5). De etiske og økologiske aspekter innebygget i dette er interessante, men ligger utenfor rammen av denne utredningen.

I 1980 ble det i USA foretatt en undersøkelse omkring folks friluftaktiviteter (U.S. Dept. of the Interior et al. 1982) som viste at ca 80 mill. mennesker (omkring halvparten av den voksne befolkning) deltok i "non-consumptive wildlife activities", dvs. aktiviteter som i stor utstrekning gikk på å observere, mate og fotografere dyrelivet i nærmiljøet hvor de bodde. En rekke andre undersøkelser viser tilsvarende resultater (se Adams 1987).

6.3 Vilt som pedagogisk ressurs

Miljøarbeid krever innsats på ulike nivå i samfunnhierarkiet. Sentralpolitisk har styrking av miljøundervisning i skole- og barnehager lenge vært et uttalt mål (jf. Wahl 1989). Tilgang til "anskuelsemateriell" i nærmiljøet er en forutsetning for at denne målsettingen kan oppfylles (se f.eks. Smith 1984). Dette er primært et lokalpolitisk og kommunalt ansvar. Med MIK-prosjektet ("Miljøvern i kommunene", jf. St.meld. nr 34 (1990-91)) ligger forholdene til rette for ivaretagelse av disse interessene bedre enn noen gang tidligere. Som før nevnt eksisterer til dels betydelig divergerende oppfatninger om bruk av urbane arealer. I mange tilfeller lar konfliktene seg ikke løse, og det er følgelig viktig at miljøforvaltningen har sterk styringsrett.

Miljøverndepartementet (1989) har utgitt heftet "Natur i nærmiljøet" som bl.a. gir ideer om hvordan den enkelte kan være med i planlegging av friluft- og aktivitetsområder. Tilsvarende temahefter kan tenkes utarbeidet - f.eks. "økologi i hagen",

“fugler i nærmiljøet” - dvs. enkle og instruktive hefter med praktisk veiledning - fra konstruksjon av fuglebrett og fuglekasser til dyrevennlige kompostbinger. Slike håndbøker finnes til dels, men er stort sett ikke gjort lett nok tilgjengelige, er faglig mangelfulle og for lite komprimerte.

En rekke aktiviteter, både praktisk og teoretisk, synes hensiktsmessig å utvikle i samarbeid med de enkelte skoler, f.eks. tilknyttet O-fagsundervisningen. For at målsettinger om dette ikke bare skal bli nye bunker papir, er praktisk oppfølgingsarbeid lokalt nødvendig. I dette ligger forvaltningsmessige og pedagogiske utfordringer og et stort potensiale for holdningsskapende arbeid. Mange miljøetater har personell med bevisste holdninger til denne problematikken (Ståvi 1989).

Naturforvaltningsmyndighetene i seks stater i USA har i flere byer initiert såkalte “wildlife programs” (se Lyons & Leedy 1984). I Washington ble et slikt program iverksatt i 1981 (jf. Penland 1987). Som mange andre slike programmer i USA består det av tre hovedkomponenter: 1. Forvaltning av urbane habitater herunder oppgaver i forbindelse med habitatvern, restaureringsprosjekter og prosjekteringsamarbeid med kommunale planleggingssetater osv. 2. Forvaltning av urbane arter, f.eks. oppgaver i forbindelse artsregistreringer, artsvern og forsterkingstiltak. 3. Informasjon og utdanning. Disse tre hovedelementene avspeiler i store trekk de nødvendige forvaltningsmessige aktiviteter tilknyttet urbane habitater. I Norge finnes ingen tradisjoner på området, hverken innen forvaltning eller forskning. Vi kan i beste fall sies å være i en kompetanseoppbyggende fase med bl.a. betydelig behov for forskningsinnsats på ulike nivå.

7 Forskningsbehov

7.1 Psykososiale aspekter

Friluftsliv, i begrepets videste forstand, er en viktig faktor så vel for fysisk utfoldelse og mosjon som mental fornyelse. Det blir stadig viktigere å ta vare på og beskytte det “friluftspotensiale” som finnes i folks nærmiljø. Et synlig bevis på dette er enkeltpersoners og foreningers sterke engasjement når det gjelder spørsmål som griper inn i deres muligheter til utøvelse av slike aktiviteter. Det finnes imidlertid stadig behov for opplysning og tilrettelegging.

7.1.1 Vilt som konfliktfaktor

Det er blant annet i USA dokumentert bred interesse for vilt i nærmiljøet. I forbindelse med slike undersøkelser er det også kommet fram forbausende mangel på kunnskap med hensyn til dyr (Kellert 1980). Det ble bl.a. annet funnet at 87 % av amerikanerne ikke visste at rovfugl (“raptors”) ikke var det samme som smågnagere (“rodents”). Det er også i Norge registrert betydelig mangel på kunnskap om enkeltarter (jf. Bevanger 1990). Med bakgrunn i dette, samt for å kunne iverksette effektive opplysnings- og undervisningsopplegg, synes det aktuelt å foreta en mer omfattende undersøkelse for å kartlegge folks generelle holdninger til, kunnskap om, interesse for og oppfatning av vilt i bymiljø. Et slikt materiale vil være nyttig for viltforvaltning langt ut over et urbant perspektiv. Kartlegging og evaluering av såvel fysisk som mental verdi av friluftsområder og natur i nærmiljøet er andre aktuelle oppgaver som kan understøtte beslutningsprosesser på ulike nivå.

7.2 Viltforskning

7.2.1 Fugl og pattedyr

Langt over halvparten av urbanøkologisk viltforskning er knyttet til fugl (jf. Adams et al. 1987). Oppgaver som går igjen, er undersøkelser av hvilke trær, busker og urtevegetasjon som er mest attraktiv for enkeltarter, både med hensyn til reirplass, skjul og næringsnytte; kunnskap som bl.a. kan være nyttig for kommunale park- og friluftsseksjoner. Tilsvarende gjelder for effektmåling av fôringsplasser og rugekasser.

Som nevnt under avsnitt 3.1 gjenstår mye deskriptivt arbeid, registrerings- og kartleggingsoppgaver, før urbanøkologien når

samme generelle kompetansenivå som mye av den øvrige økologiske forskning er nådd. Økoforsk initierte i 1988 et prosjekt for å kartlegge forekomst av fugl i Trondheim (Bevanger upubl.). Opplegget var ment som et pilotprosjekt for bl.a. å utprøve metodikk for datainnsamling i et urbant miljø samt forsøke å identifisere eventuelle nøkkelementer som styrer de enkelte arters opptreden.

Det ble valgt 30 ruter (500 x 500 m) fra økonomisk kartverk i en gradient fra bykjernen, langs Nidelva ut mot bymarka. Målsettingen var mest mulig eksakt kartlegging av fuglelivet innen hver av rutene gjennom 4 takseringsrunder på bestemte datoer i mai og juni. Medlemmer i Norsk ornitologisk forening ble invitert til å utføre feltarbeidet. Til sammen ble 11 ruter taksert. Materialet er så langt ikke bearbeidet. Selv om det ikke var mulig å gjennomføre kartlegging i så stor skala som opprinnelig planlagt, er databearbeidelse ønskelig. Eventuell oppfølging av opplegget må vurderes på bakgrunn av resultatene fra pilotprosjektet.

Ofte fokuseres negative interaksjoner mellom mennesker og dyr (jf. Bevanger (1990) og avsnitt 5.5.). I de fleste tilfeller ønsker publikum konkrete svar på hvordan de skal bli kvitt "plageånden(e)" - hvilket kan dreie seg om alt fra rotter, villkatter og kråke til bladlus. Kartlegging av konfliktgraden i forhold til enkeltarter samt utvikling av avhjelpende tiltak, er derfor aktuelle utredningsoppgaver. Andre aspekter innen samme problemkategori er av arkitektonisk art; hvordan bygningskonstruksjoner påvirker opptreden av ønskede/uønskede arter (f.eks. duer).

Det bør også nevnes at amfibier og evertebrater representerer en betydelig ressurs, både i pedagogisk sammenheng og for forskning. Dammer i nærmiljøet gir lett tilgang på anskuelsesmaterieell for biologiundervisningen ved ulike klassetrinn. Egne undervisningsopplegg basert på insekt- og dyreliv i vann er utarbeidet i flere land, også i Norge. Når foreliggende utredning ikke behandler evertebrater, skyldes det ikke at denne dyregruppen står mindre sentralt i urbanøkologisk sammenheng enn det øvrige dyreliv, men at den representerer et så omfattende artsspekter og økologiske problemstillinger at det rettferdiggjør en egen utredning.

7.2.2 Økologi

De mest sentrale problemstillinger knyttet til urban økologi - som også har klare landskapsøkologiske paralleller - ligger innen tema habitatfragmentering, restbiotoper, korridorer, meta- og subpopulasjoner (jf. avsnitt 4.3.1 og 4.3.2). Pattedyrarter som

utpeker seg som aktuelle i prosjektsammenheng er grevling, ekorn og piggsvin. I tillegg kommer en rekke fuglearter. På grunn av store forskjeller i fugl og pattedyrs romlige fordeling innen et habitat, er det betydelige forskjeller i hvilke økologiske prinsipper som kan belyses ved bruk av den ene eller andre artsgruppe.

Et pågående prosjekt i Trondheim (jf. Bevanger 1990) bruker grevling som studieobjekt for prosesser ved habitatfragmentering; hvordan styrer landskapselementers fordeling og topografi artens opptreden. Gjennom mer eller mindre sammenhengende forekomst fra Trondheims bykjerne til bymarka, er grevling godt egnet for prosess-studier i en slik økologiske skala.

Habitatmanipulering er et viktig stikkord i forbindelse med bevaring av biodiversitet, men bør også bli det i urbanøkologisk sammenheng. Restaureringsøkologi er et ekspanderende fagområde bl.a. i USA (jf. Jordan 1988). Forsøk har vist at det innen visse grenser er mulig å gjenskape autentiske replika av økologiske samfunn, både terrestriske og aquatiske. De teknikker som utvikles kan være aktuelle å ta i bruk i tilknytning til urbane habitater for å skape optimale betingelser for bestemte arter eller artsgrupper.

Systemøkologisk arbeid reflekteres bl.a. i studier av interaksjoner mellom arter; f.eks. predasjon, inter- og intraspesifikk konkurranse. Som nevnt under avsnitt 5.5 eksisterer betydelig faglig uenighet bl.a. om hvordan kjæledyrhold (inklusive ville populasjoner etablert som følge av dette - særlig katter) påvirker den øvrige fauna. Populasjonsdynamiske og demografiske studier for å kartlegge reproduksjonsforhold, mortalitets faktorer, aldersstruktur m.m. hos arter som rotte, grevling, kråke, måker og duer er viktig for å utvikle forståelsen for dynamikken i urbanøkologiske systemer.

Patogener er så langt lite fokusert innen klassisk økologi. Erkjenningen av deres viktighet er imidlertid sterkt økende (jf. Begon et al. 1990). Det er tidligere nevnt (avsnitt 5.5) at de fleste bylevende arter er potensielle vektorer for en rekke sykdommer, gjennom f.eks. å frekventere søppelplasser, ved å spre bakterier mellom fôringsplasser samt tjene som reservoarer for mer alvorlige zoonoser. Systematiske undersøkelser omkring dette er ikke foretatt i Norge. Innen urbanøkologisk forskning bør dette være et klart satsingsområde, både på grunn av tette populasjoner av enkeltarter og av hensyn til nær sameksistens med mennesker.

8 Sammendrag

Omtrent halvparten av verdens befolkning er knyttet til byområder, og urbane habitattyper ekspanderer stadig raskere. Urbaniseringsprosesser fører til mer irreversible habitatendringer enn mange andre naturinngrep. Økt bevissthet om dette og miljødestruktiv virksomhet generelt, samt høyere krav til egen livskvalitet, har bl.a. ført til at begrepet "urban økologi" er utviklet og blitt egen vitenskapsgren. De fleste byer er svært forskjellige, og det er følgelig vanskelig innen urbanøkologisk forskning å følge et tradisjonelt mønster fra det beskrivende til årsak-virkningsrelasjoner til generaliseringer og kvantifisering av lovmessigheter. Urbanøkologisk forskning er i dag viktige satsingsområder i USA og Mellom-Europa.

Urbane økosystemer er å betrakte som "ekte" økosystemer gjennom å besitte typiske egenskaper som næringsnett, trofiske nivå, energiflyt osv. De har mange særtrekk med hensyn til bl.a. klima og forurensing og tilbyr derfor tildels barske og ekstreme miljøbetingelser.

Det er mulig å identifisere mange urbane habitattyper. De fleste urbanøkologer navngir habitatene etter et trivielt begrepsapparat. I europeisk sammenheng er det vanlig å operere med følgende hovedkategorier: urban brakkmark, industriområder, jernbanelområder, vegområder, byparker, kolonihager og friarealer, kirkegårder, villahager, våtmark og skogområder.

Diversitets- og øybiogeografiske betraktninger er nyttige hjelpemidler for å vurdere relativ opptreden av organismer i forskjellige habitatflekker og hvordan arter kan forventes å opptre innen habitatøyer i bymiljø. Avgjørende for artsmangfoldet er habitatflekkens areal og strukturelle diversitet. Vurderinger knyttet til meta- og subpopulasjoner vil stå sentralt innen urbanøkologisk arbeid, særlig med henblikk på betydningen av korridorer mellom habitatøyer. Dette betyr at urbanøkologi har nært slektskap med fragmenteringsproblematikk og landskapsøkologi.

Biodiversitet ødelegges gjennom destruksjon av mikro- og makrohabitat, fragmentering, brudd i smale korridorer, fjerning av undervegetasjon ved ekstrem skjøtsel ("manikyr") av parkområder, innføring av "pestarter", forurensing og endringer i abiotiske faktorer som temperatur, lysforhold, fuktighet og vindforhold. De fleste av disse elementer opptre aktivt under urbaniseringsprosesser. En sentral oppgave for urbanøkologisk forskning er å finne løsninger for hvordan disse prosessene kan reverseres og/eller motvirkes. Restaurerings- og rehabiliteringsbiologi vil følgelig være sentrale emner i dette arbeidet.

Norske byer og tettsteder har et stort potensielt biologisk mangfold gjennom å være lokalisert i umiddelbar nærhet av både fersk- og saltvannskilder, i tillegg til å grense opp mot skog og kulturmark. For å kunne utnytte disse ressursene kreves faglig, innsiktsfull og langsiktig, strategisk planlegging innen miljøetater på ulike nivå.

Mange fugler og pattedyr kan identifiseres som typiske byarter ved at de innen det urbane miljø finner habitater og nisjer, dvs. områder med ressurser og betingelser som setter dem i stand til å opprettholde levelige populasjoner i konkurranse med andre individer og arter. Artsantallet øker kraftig fra de sentrale kjerneområdene ut mot suburban arealer som gjerne grenser opp mot og har god "korridorforbindelse" med naturlige habitater.

Utgangspunkt for foreliggende utredning er et bevisst ønske fra forvaltningen om å opprettholde og å skape en artsrik fauna i boområdets nærmiljø, da dette antas å øke beboernes livskvalitet. Det er imidlertid ulike oppfatninger om hva som er ønskelige og uønskede arter. Alle arter som finnes regelmessig i bykjerne er arter med stor tilpasningsdyktighet. De har følgelig evne til å opptre i betydelige tettheter, hvilket betyr at alle "bykjernearter" av svært mange betraktes som "pestarter". Dette gjelder i første rekke brun rotte, grevling, villkatt, måker, bydue, kråkefugler og enkelte mindre spurvefuglarter.

Det eksisterer et betydelig skille mellom byproblemer i den tredje verden og i industrinasjonene. Byer i den tredje verden utvikles så å si uten unntak tilfeldig og ukontrollert, dvs. at veksten tar overhånd før fundament for infrastruktur er lagt. Slik tilfeldig byutvikling beslaglegger det areal og den natur som trengs til grøntarealer, parker og rekreasjonsområder. Det er derfor vanskelig å dra globale perspektiver inn i urbanøkologisk "ideologi" slik den fremstår i dag.

Et tema vekker ofte politisk interesse først når økonomiske interesser er involvert. Spørsmål knyttet til kvantifisering av nytteverdi hos en ressurs ut fra vanlige økonomiske kriterier er klassiske problemstillinger innen miljø-, arts- og områdevern. Dette rammer også arbeid for å "dra naturen inn i hverdagen" til den enkelte, dvs. inn i byen. Den potensielle verdøkning for enkeltindivider og samfunnet totalt sett er vanskelig kvantifiserbar, men kan betraktes på linje med annet forebyggende helsearbeid. De psykososiale aspekter i dette illustreres best gjennom omfanget av kjæledyrhold - f.eks. er antall katter i verdenssammenheng estimert til ca 400 mill. Natur i bymiljø er en ressurs med stort potensiale for holdningsskapende arbeid. I dette ligger innebygget betydelige forvaltningsmessige og pedagogiske utfordringer.

I Norge finnes ingen tradisjoner knyttet til urbanøkologisk tankegang, verken innen forvaltning eller forskning. Vi kan i beste fall sies å være i en kompetanseoppbyggingsfase. Sett fra et forskningsperspektiv kan problemstillinger det er aktuelt å gripe fatt i grupperes innen 3 hovedområder; i forhold til 1) psykososiale aspekter, 2) enkeltarter og 3) økologiske problemstillinger.

Det er blant annet i USA dokumentert bred interesse for vilt i nærmiljøet. I forbindelse med slike undersøkelser er det også kommet fram forbausende mangel på kunnskap med hensyn til dyr. Med bakgrunn i dette, samt for å kunne iverksette effektive opplysnings- og undervisningsopplegg, synes det aktuelt å foreta en mer omfattende undersøkelse for å kartlegge folks generelle holdninger til, kunnskap om, interesse for og oppfatning av vilt i bymiljø. Et slikt materiale vil være nyttig for viltforvaltning langt ut over et urbant perspektiv.

Mye deskriptivt arbeid, registrerings- og kartleggingsoppgaver gjenstår før urbanøkologien når samme generelle kompetansenivå som mye av den øvrige økologiske forskning er nådd. Langt over halvparten av urbanøkologisk viltforskning er knyttet til fugl. Oppgaver som går igjen er undersøkelser av habitatvalg.

Negative interaksjoner mellom mennesker og dyr fokuseres lett i forbindelse med bylevende arter, og publikum ønsker konkrete svar på hvordan de skal bli kvitt "plageånden(e)". Kartlegging av konfliktgraden i forhold til enkeltarter samt utvikling av avhjelpende tiltak er derfor aktuelle utredningsoppgaver.

De mest sentrale problemstillinger knyttet til urban økologi - som også har klare landskapsøkologiske paralleller - ligger innen tema habitatfragmentering, restbiotoper, korridorer, meta- og subpopulasjoner. Pattedyrarter som utpeker seg som aktuelle i prosjektsammenheng er grevling, ekorn og piggsvin. I tillegg kommer en rekke fuglearter. Et pågående prosjekt i Trondheim bruker grevling som studieobjekt for prosesser ved habitatfragmentering; hvordan styrer landskapselementers fordeling og topografi artens opptreden.

Systemøkologisk arbeid reflekteres bl.a. i studier av interaksjoner mellom arter; f.eks. predasjon, inter- og intraspesifikk konkurranse. Aktuelt i denne sammenheng er hvordan kjeledyrhold (inklusive ville populasjoner etablert som følge av dette - særlig katter) påvirker den øvrige fauna. Populasjonsdynamiske og demografiske studier for å kartlegge reproduksjonsforhold, mortalitetsfaktorer, aldersstruktur m.m., er viktige for å utvikle forståelsen for dynamikken i urbanøkologiske systemer.

Patogener er så langt lite fokusert innen klassisk økologi. Erkjenningen av deres viktighet er imidlertid sterkt økende. De fleste bylevende arter er potensielle vektorer for en rekke sykdommer, gjennom f.eks. å frekventere søppelplasser og ved å spre bakterier mellom fôringsplasser. Innen urbanøkologisk forskning bør dette være et klart satsingsområde, både på grunn av tette populasjoner av enkeltarter og av hensyn til nær sameksistens med mennesker.

9 Summary

Today, about half the human population lives in an urban habitat, a type of habitat which is expanding at an increasing rate. Urbanisation processes create more irreversible habitat changes than most other encroachments. Increased consciousness about this, and destructive environmental activity in general, together with the desire to enhance the quality of our own lives, have contributed to creating the term - and science of - "urban ecology". Because most towns differ considerably from each other, it is difficult when carrying on research on urban ecology to follow a traditional pattern from a descriptive to a cause-effect relationship to generalisations and quantification of regulations. Urban ecology is an increasingly important research topic in the USA and Central Europe.

Urban ecosystems can be considered as "real" since they have typical ecosystem and community properties like food webs, trophic levels and flux of energy and matter. They have several characteristics that depend on, for example, climate and pollution and sometimes offer harsh and extreme environmental conditions.

Several types of urban habitats can be identified. Most urban ecologists use everyday names for the habitats. In Europe, the following main categories are normally used: urban commons, industrial areas, railways, roads, parks, city centres, city parks, allotments and leisure gardens, churchyards and cemeteries, gardens, wetlands and woodland.

It is useful to employ such tools as diversity and island biogeography when looking at the relative occurrence of organisms in different habitat patches and how species are thought to occur within habitat islands in urban environments. Crucial for species diversity are the size of the patch and its structural diversity. Considerations connected with meta- and subpopulations obviously have to be important aspects in work on urban ecology, especially with reference to the importance of corridors between habitat islands. This means that urban ecology is closely related to fragmentation problems and landscape ecology.

Biodiversity is being destroyed by the destruction of micro- and macrohabitats, fragmentation, gaps in narrow corridors, destruction of structural diversity through traditional horticultural management in parks, introduction of pest species, pollution and changes in abiotic conditions such as temperature, light, humidity and wind currents. Most of these elements occur actively during urbanisation processes. A central task for urban eco-

logy research is to seek solutions that will enable these processes to be reversed and/or acted against. Restoration and rehabilitation biology will obviously be a major aspect of this work.

Norwegian cities and towns are mainly located beside the sea, a lake or a river, and there will usually also be a relatively short distance from the urban core to other types of ecosystem, e.g. farmlands or forests. Consequently, these urban areas have a great "faunistic potential" in their surrounding areas. If these resources are to be exploited, environmental managers at different levels must carry out professional, well-informed and long-term, strategic planning.

Several birds and mammals can be identified as typical urban species as they are able to find niches within the urban environment, i.e. areas with resources and conditions that enable them to maintain viable populations in competition with other individuals and species. The number of species increases rapidly from the central "city" areas towards the suburban areas, which often have boundaries against and good corridor connection to natural habitats.

This report has been prepared because the environmental management authorities want to keep and create a diverse fauna in densely populated and urban areas, since this is thought to enhance the quality of life of the inhabitants. However, there are diverging opinions about what constitutes desirable and undesirable species. All species that occur regularly in urban areas are highly adaptive, i.e. they are generalists and opportunists. Consequently, they are able to occur in high densities, which means that all city species are considered by some people as pest species to greater or lesser degrees. This is especially the case for Norway rats, badgers, feral cats, gulls, pigeons, crows and some small passerines.

There are significant differences between town problems in the third world and in industrialised nations. Towns in the third world mostly develop in an uncontrolled and accidental fashion, i.e. growth takes command before any fundament for infrastructure is created. Such accidental city development occupies the areas and habitats needed for green areas, parks and recreational areas. It is therefore difficult for the time being to consider global perspectives in the ideology of urban ecology as such.

A topic is generally of no political interest before economic interests are involved. Questions related to quantification of the usefulness of a resource based upon ordinary economic criteria are classical problems in work connected with the protection of

environments, species and areas. These problems also affect efforts to take nature into the everyday life of each of us, i.e. into the towns. The potential increase in value for each individual and for society as a whole is difficult to quantify. However, it can be considered in the same way as other types of preventive health work. The psychosocial aspects of this can be illustrated through the enormous numbers of pets throughout the world, e.g. there are estimated to be about 400 million cats in the world. Nature in cities and towns is a resource which has a great potential for creating attitudes among people towards animals and life in general. Significant management and educational challenges are built into this.

Norway has no traditions for thinking about urban ecology either within wildlife management or scientific research. At best we can say that we are in the phase of creating competence. From an ecological research point of view we can recognise three main areas of interest: 1) psychosocial aspects, 2) single species, 3) ecological problems.

In the USA, broad interest has been shown to exist for wildlife connected with gardens and everyday activities. Research has also revealed an astonishing lack of knowledge about animals. Because of this and the need to provide effective information and education, comprehensive research should be carried out to map the general attitudes of people towards wildlife in urban habitats, their knowledge about it, their interest for it and their apprehension of it. Such data would be useful for the wildlife managers far beyond an urban perspective.

Much descriptive work, registration and mapping remain before urban ecology reaches the same general level of competence as the rest of ecological research. More than half urban ecology wildlife research is connected with birds. Recurring tasks are connected with habitat preferences.

Negative interactions between animals and human beings are easily focused on in connection with urban species, and people demand plain answers when they ask how to get rid of the nuisance. Mapping the seriousness of conflicts connected with various species and the provision of specific advice on practical measures are therefore obvious tasks.

The most basic problems connected with urban ecology - which also have obvious parallels in landscape ecology - are habitat fragmentation, habitat remnants, corridors and meta- and sub-populations. In addition to several bird species, mammals like the badger, squirrel and hedgehog are suitable for urban ecolo-

gy research projects. A on-going project in Trondheim is using the badger as a study object for processes connected with habitat fragmentation; how do the distribution and topography of landscape elements control the occurrence of the species?

Work on system ecology is reflected among other things in the studies of interactions between species, e.g. predation, inter- and intraspecific competition. Of current interest in this connection is how pets (including wild populations established because of this - especially cats) interact with the rest of the fauna. Population dynamic and demographic studies to map reproduction, mortality, age structure, etc. are important for developing an understanding for the dynamic aspect in urban ecological systems.

Pathogens have so far only to a minor extent been focused on in classical ecology. However, recognition of their importance is steadily increasing. Most species living in an urban environment are potential vectors for several diseases as they frequently visit garbage areas and disperse bacteria between feeding places. This should be an obvious area of priority in urban ecology research because of dense populations of single species and because they live so close to humans.

10 Litteratur

- Adams, L.W. 1987. Recent advances in urban wildlife research and management in the United States. - Foredrag presentert ved "the International Seminar on Urban Ecology", Imperial College, London, England, 24-25 september 1987.
- Adams, L.W. 1988. Some recent advances in urban wildlife research and management. - S. 213-224 i Odom, R.R., Riddleberger, K. A. & Ozier, J.C., red. Proc. Third Southeast. Nongame and Endangered Wildl. Symp. Georgia Dep. Nat. Resour., Social Circle.
- Adams, L.W. & Dove, L.E. 1989. Wildlife reserves and corridors in the urban environment. A guide to ecological landscape planning and resource conservation. - National Institute for Urban Wildlife, Columbia, Maryland.
- Adams, L.W., Leedy, D.L. & McComb, W.C. 1987. Urban wildlife research and education in North American colleges and universities. - Wildl. Soc. Bull. 15: 591-595.
- Allee, W.C. 1931. Animal Aggregations, A Study in General Sociology. - University of Chicago Press, Chicago.
- Allee, W.C., Emerson, A.E., Park, O., Park, T. & Schmidt, K.P. 1949. Principles of animal ecology. - W.B. Saunders Co., Philadelphia and London.
- Andersen, J.B. 1985. Vinterfugle i byen. - Fugle (DOF) 5,1: 12-13, 20-21.
- Avery, M.L., Springer, P.F., Dailey, N.S. 1980. Avian mortality at man-made structures: an annotated bibliography (revised). - U. S. Fish and Wildlife Service.
- Barikmo, J. 1980. Fugl og avfall. Måkeproblemer ved kommunal avfallsbehandling. - SINTEF Rapp. STF21 A80082: 1-43 + vedlegg.
- Beardmore, J.A. 1983. Extinction, survival, and genetic variation. - S. 125-151 i Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S.M., MacBryde, B. & Thomas, L., red. Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations. Benjamin-Cummings, Menlo Park, California.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend C.R. 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. 2nd ed. - Blackwell Scientific Publications. 945 s.
- Bennitt, R. 1946. Summarization of the Eleventh North American Wildlife Conference. - Trans. N. Amer. Wildl. Conf. 11: 511-518.
- Bevanger, K. 1987. Number of bird species used for selection of protected areas. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus 10: 45-52.
- Bevanger, K. 1990. Grevling som konfliktfaktor i et urban miljø. - NINA Forskningsrapport 011: 1-22.
- Beven, G. 1976. Changes in breeding bird populations of an oak-wood on Bookham Common, Surrey, over twenty-seven years. - London Naturalist 55: 23-42.
- Borg, K. 1978. Vilt sykdommer. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Bornkamm, R. 1990. Living in the city. - TREE, 8: 265.
- Bornkamm, R., Lee, J.A. & Seaward, M.R.D., red. 1982. Urban ecology. - 2nd European Ecological Symposium. Blackwell Scientific Publications. 370 s.
- Bradshaw, A.D. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. - Landscape Planning 11: 35-48.
- Bradshaw, A.D. & Chadwick, M.J. 1980. The restoration of land. - Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Brodtkorb, P. 1960. How many species of birds have existed? - Bull. Florida State Mus. 6: 41-53.
- Bultitude, J. 1984. Apples: a guide to the identification of international varieties. - Macmillan Press, London.
- Cade, T.J. & Bird, D.M. 1990. Peregrine falcons, *Falco peregrinus*, nesting in an urban environment: A review. - Can. Field Nat. 104: 208-218.
- Christensen, H. 1989a. Forekomst av rev (*Vulpes vulpes*) innen Oslo by. Resultat av en spørreundersøkelse vinteren og våren 1984. - Upubl. rapp. 11 s.
- Christensen, H. 1989b. Rødrev. Forekomst av rødrev innenfor Oslo bygrense - resultat av en publikumsundersøkelse vinteren/våren 1984. - S. 27-30 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Churcher, P.B. & Lawton, J.H. 1987. Predation by domestic cats in an English village. - J. Zool. Lond. 212: 439-455.
- Compton, L.V., Hamor, W.H. 1972. Some cardinal techniques for attracting birds. - Landscape for living. U.S. Dept. for Agric.: 31-36.
- Conway, W. 1988. Can technology aid species preservation? - S. 263-268 i Wilson, E.O., red. Biodiversity. National Academy Press, Washington DC.
- Craven S.R. & Ellarson, R. 1986. Landscape plants that attract birds. - Univ. of Wisconsin., Madison. Extension. G1609. 10 s.
- Dahl, E. 1974. Naturvern og mangfold (diversitet). - Forelesning på Sem i Asker 3. sept. 1974. 11 s. Upubl.
- DeGraaf, R.M. 1986. Urban bird habitat relationships: application to landscape design. - Trans. North Am. Wildl. and Nat. Res. Conf. 51: 232-248.
- DeGraaf, R.M. 1987a. Urban wildlife habitat research - application to landscape design. - Proc. Natl. Symp. on Urban Wildl.: 107-111.
- DeGraaf, R.M. 1987b. Urban wildlife research application to landscape design. - S. 107-111 i Adams, L.W. & Leedy, D.L., red. Integrating man and nature in the metropolitan environment. Natl. Inst. for Urban Wildlife., 10921 Trotting Ridge Way, Columbia, MD 21044.
- Denniston, C. 1978. Small population size and genetic diversity:

- implications for endangered species. - S. 281-290 i Temple, S.A., red. Endangered birds: management techniques for preserving endangered species. Univ. of Wisconsin Press, Madison.
- Diamond, J.M. & May, R.M. 1976. Island biogeography and the design of nature reserves. - S. 228-252 i May, R.M., red. Theoretical ecology: principles and applications. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Dickman, C.R. 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. - J. Appl. Ecol. 24: 337-351.
- Dolmen, D. 1989a. Amfibier og reptiler. Herpetologisk introduksjon. - S. 25 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Dolmen, D. 1989b. Vatn og dammer. Hvorfor/hvordan bevare og forbedre dem? - S. 22-24 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Dove, L.E. 1988. Urban refuges II. Cemeteries and churchyards. - Urban Wildlife Manager's Notebook-17. Supplement to Urban Wildlife News XI(1-2).
- Dyring, A.-K. 1989. Vegetasjon som kan og bør bevares på byggetomta. - S. 10-15 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Emery, M. 1986. Promoting nature in cities and towns. A practical guide. - Croom Helm. London, Sydney, Dover - New Hampshire. 396 s.
- Evenson, N. 1979. Paris: a century of change 1878-1978. - Yale University Press, New Haven.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. & Williams, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. - J. Anim. Ecol. 12: 42-58.
- Fitzgerald, B.M. 1990. Is cat control needed to protect urban wildlife? - Environ. Conserv. 17: 168-169.
- Flint, M.L. & van den Bosch, R. 1981. Introduction to integrated pest management. - Plenum Press, New York.
- Foose, T.J. 1977. Demographic models for management of captive populations. - Int. Zoo. Yearbook 17: 70-76.
- Frankel, O.H. & Soule, M.E. 1981. Conservation and evolution. - Cambridge Univ. Press. Cambridge, England.
- Franken, E. 1955. Der Beginn der Forsythienblüte in Hamburg 1955. - Met. Rdsch. 8: 113-114.
- Gerell, R. 1982. Faunavård i stadsmiljö. - Naturvårdsverket. Rapp. 1622. 56 s.
- Gibbons, B. & Gibbons L. 1988. Creating a wildlife garden. How to turn your garden into a wildlife haven. - Hamlyn, London. 157 s.
- Gilbert, O.L. 1989. The ecology of urban habitats. - Chapman and Hall. London, New York. 369 s.
- Gilpin, M.E. 1990. Extinction of finite metapopulations in correlated environments. - S. 177-186 i Shorrocks, B. & Swingland, I.R., red. Living in a patchy environment. Oxford University Press.
- Gilpin, M. & Hanski, I., red. 1991. Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations.
- Gleason, H.A. 1922. On the relation between species and area. - Ecology 3: 158-162.
- Hall, G.A. 1955. Great moments in action: the story of the Sun Life Falcons. - Mercury Press, Montreal.
- Halvorsen, K. 1989. Sikring av våtmarksområder i en storby. - S. 16-17 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Harris, S. 1980. Home range and patterns of distribution of foxes (*Vulpes vulpes*) in an urban area, as revealed by radio tracking. - S. 685-690 i Amlaner, C.J. & MacDonald, D.W., red. A handbook in biotelemetry and radio tracking. Pergamon Press, Oxford.
- Harris, S. Jefferies, D., Cheeseman, C. & Cresswell, W. 1990. Problems with badgers? - RSPCA Report. 2nd ed.
- Holt, G. 1989. Salmonellose hos viltlevende fugl. - S. 41-42 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Horbert, M. 1978. Klimatische und Lufthygienische Aspekte der Stadt- und Landschaftsplanung. - Natur und Heimat 38: 34-49.
- Husby, K. 1989. Hjortevilt. - S. 31-33 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Hutchinson, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or, Why are there so many kinds of animals? - Am. Nat. 93: 145-159.
- Iltis, H.H. 1968. The optimum human environment and its relation to modern agricultural preoccupations. - Biologist 50: 114-125.
- Ims, R.A. 1990. Hva er landskapsøkologi? Problem og metoder. - Fauna 43: 151-171.
- Jalas, J. 1955. - Acta Soc. Fauna Flora Fenn. 72: 1-15.
- Jarvis, P.J. 1990. Urban cats as pests and pets. - Environ. Conserv. 17: 169-171.
- Jordan, W.R. 1989. Ecological restoration. Reflections on a half-century of experience at the University of Wisconsin-Madison Arboretum. - S. 311-316 i Wilson, E.O., red. Biodiversity. National Academy Press, Washington DC.
- Jordan, W.R., Gilpin, M.E., Aber, J.D. 1987. Restoration ecology. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Kale, H.W. 1983. A status report on the Dusky Seaside Sparrow. - S. 128-130 i Temple, S.A., red. Bird conservation. University of Wisconsin Press, Madison.
- Karr, J. 1982. Avian extinctions on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. - Am. Nat. 119: 228-239.
- Kelcey, J.G. 1985. Nature conservation, water and urban areas in Britain. - Urban Ecology 9: 99-142.

- Kellert, S.R. 1980. Americans' attitudes and knowledge of animals. - Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resource Conf. 45: 111-124.
- King, W.B. 1980. Ecological basis of extinctions in birds. - S. 905-911 i Acta XVII Cong. Int. Orn.
- Klausnitzer, B. 1989. Verstädterung von Tieren. - A. Ziemsen Verlag. Wittenberg Lutherstadt. 316 s.
- Klem, D. jr. 1990a. Bird injuries, cause of death, and recuperation from collisions with windows. - J. Field. Orn. 61: 115-119.
- Klem, D. jr. 1990b. Collisions between birds and windows: mortality and prevention. - J. Field Orn. 61: 120-128.
- Krebs, C.J. 1972. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. - Harper & Row Publishers, New York.
- Kruuk, H. 1989. The social badger. - Oxford University Press, Oxford. 155 s.
- Lancaster, R.K. & Rees, W.E. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. - Can. J. Zool. 57: 2358-2368.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. - Science 241: 1455-1460.
- Landsberg, H.E. 1981. The urban climate. - International Geophysics Ser. 28. Academic press. New York, London.
- Leedy, D.L. 1979. An annotated bibliography on planning and management for urban-suburban wildlife. - Rep. No FWS/OBS-79/25. U.S. Fish and Wildl. Serv., Washington DC. 256 s.
- Legay, J.-M. 1986. Sur une tentative d'estimation du nombre de chats domestiques dans le monde. - Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Ser. III: Sciences de la Vie 303: 709-712.
- Levins, R. 1970. Extinction. - S. 75-108 i Gerstenhaber, M., red. Some mathematical questions in biology. Am. Mathem. Soc., Providence, R. I.
- Longenecker, G.W. 1956. Landscape plants that invite birds. - Univ. of Wisc. Extension Serv., College of Agric. Madison. Circular 514: 1-6.
- Luniak, M. 1981. The birds of the park habitats in Warsaw. - Acta orn. 18: 335-370.
- Luniak, M. 1983. The avifauna of urban green areas in Poland and possibilities of managing it. - Acta orn. 19: 3-61.
- Lyons, J.R. & Leedy, D.L. 1984. The status of urban wildlife programs. - Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resources Conf. 49: 233-251.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. - Princeton University Press, Princeton NJ.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. - Croom Helm. London, Sydney.
- Margalef, D.R. 1958. Information theory in ecology. - General Systems 3: 36-71.
- Mason, P. 1985. The impact of urban development on bird communities of three victorian towns - Lilydale, Coldstream and Mt. Evelyn. - Corella 9,1: 14-21.
- Matheson, C. 1944. The domestic cat as a factor in urban ecology. - J. Anim. Ecol. 13: 130-133.
- May, R.M. Control of feline delinquency. - Nature (London) 332: 392-393.
- May, R.M. & Southwood, T.R.E. 1990. Introduction. - S. 1-22 i Shorrocks, B. & Swingland, I.R., red. Living in a patchy environment. Oxford University Press.
- Miljøverndepartementet 1989. Natur i nærmiljø. Et verktøy for medvirkning i planlegging av friluft- og aktivitetsområder. - Miljøverndep., Oslo.
- Miyawaki, A., Fujiwara, K. & Okuda, S. 1987. The status of nature and re-creation of green environments in Japan. - S. 357-376 i Miyawaki, A., Bogenrieder, A. Okuda, S. & White, J., red. Vegetation ecology and creation of new environments. Tokai University Press. Tokyo.
- Monaghan, P. 1980. Urban nesting gulls. - Bulletin Gull Study Group. British Isles: 18-19.
- Morrison, M.L. 1986. Bird populations as indicators of environmental change. - S. 429-451 i Johnston, R.F., red. Current Ornithology 3. Plenum, New York.
- Murphy, D.M. 1988. Challenges to biological diversity in urban areas. - S. 71-76 i Wilson, E.O., red. Biodiversity. National Academy Press, Washington DC.
- Neville, P.F. 1989. Feral cats: management of urban populations and pest problems by neutering. - S. 261-267 i Putman, R.J., red. Mammals as pests. Chapman & Hall.
- Newmann, J.R., Novakova, E. & McClave, J.T. 1985. The influence of industrial air emissions on the nesting ecology of the House Martin *Delichon urbica* in Czechoslovakia. - Biol. Conserv. 31: 229-248.
- Newmann, K. 1985. Garden birds of South Africa. - Macmillan, Johannesburg. 112 s.
- Norton, B. 1988. Commodity, amenity, and morality. The limits of quantification in valuing biodiversity. - S. 200-205 i Wilson, E.O., red. Biodiversity. National Academy Press. Washington DC.
- Oppegård, B. 1989. Anlegg av kunstige dammer. - S. 19-21 i Vilt i bymiljø. DN Rapp. 1989,4.
- Patrick, R. 1949. A proposed biological measure of stream conditions. - Nature 223: 483-484.
- Penland, S. 1987. The urban wildlife program of the Washington Department of Game. - S. 241 i Adams, L.W. & Leedy, D.L., red. Integrating man and nature in the metropolitan environment. Natl. Inst. for Urban Wildlife, 10921 Trotting Ridge Way, Columbia, MD 21044.

- PFMA 1985. Profile 2. - Pet Food Manufacturers Association, 6 Cathrine Street, London WC2B 5JJ.
- Proulx, G. 1988. Control of urban wildlife predation by cats through public education. - *Environ. Conserv.* 15: 358-359.
- Putman, R.J., red. 1989. Mammals as pests. - Chapman and Hall.
- Quinn, J.F. & Harrison, S.P. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. - *Oecologia* 75: 132-140.
- Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. - S. 205-217 i Synges, H., red. *The biological aspects of rare plant conservation*. Wiley, Chichester.
- Rees, P. 1982. The ecological distribution of feral cats and the effects of neutering a hospital colony. - Ph.D. Thesis. University of Bradford, Bradford, Yorkshire.
- Richards, C.G.J. 1989. The pest status of rodents in the United Kingdom. - S. 21-33 i Putman, R.J., red. *Mammals as pests*. Chapman and Hall, London, New York. 271 s.
- Rosendahl, S. 1962. Fuglepleje ved hus og have. - *Natur og Museum* 9,3: 1-20.
- Salwasser, H. 1986. Conserving a regional Spotted Owl population. - S. 228-245 i "Ecological knowledge and environmental problem-solving". National Academy Press, Washington DC.
- Sanda, J.E. 1979. Lignoser som fremmer dyre- og fuglelivet. - S. 164-167 i "Lignosenes egenskaper og anvendelse". Det norske hageselskap.
- Sandaas, K. 1989. Dyreliv i bymiljø - trivsel og problemer. - S. 6-7 i *Vilt i bymiljø*. DN Rapp. 1989,4.
- Sasvári, L. 1981. Bird communities in the parks and squares of Budapest. - *Opusc. Zool. Budapest XVII-XVIII*: 121-143.
- Savard, J.-P.L. & Falls, J.B. 1981. Influence of habitat structure on the nesting height of birds in urban areas. - *Can. J. Zool.* 59: 924-932.
- Semb-Johansson, A. & Ims, R.A. 1990. Musefamilien. - S. 135-148 i Semb-Johansson, A., red. *Norges Dyr. Pattedyrene 3*. Cappelen, Oslo.
- Sendstad, E. 1978. Smittespredning fra avfallsfyllinger og kloakkslamdeponier. En litteraturundersøkelse. - *SINTEF Rapp. STF21 A78061*. 14 s.
- Senner, J.W. 1980. Inbreeding depression and the survival of zoo populations. - S. 209-224 i Soulé, M.E. & Wilcox, B.A., red. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts.
- Simberloff, D.S. & Abele, L.G. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. - *Science* 191: 285-286.
- Simberloff, D.S. & Wilson, E.O. 1969. Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. - *Ecology* 50: 278-296.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. - *Bull. Syst. Tech. J.* 27: 379-423, 623-656.
- Shorrocks, B. & Swingland, I.R. 1990. Living in a patchy environment. - Oxford University Press.
- Soulé, M.E. 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. - Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts.
- Soulé, M.E. & Wilcox, B.A., red. 1980. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. - Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Smith, A.U. 1975. Planting to attract birds. - *Horticulture* 53: 31-33.
- Smith, D. 1984. Urban ecology. - Practical ecology series. George Allen & Unwin, London. 78 s.
- Smith, G.C. & Harris, S. 1989. The control of rabies in urban fox populations. - S. 209-224 i Putman, R.J., red. *Mammals as pests*. Chapman and Hall, London, New York.
- Statistisk sentralbyrå 1988. Miljøstatistikk 1988. Naturressurser og miljø. - Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger.
- Statistisk sentralbyrå 1991. Statistisk årbok 1991. - Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger.
- Strand, L.Å. 1989. Amfibier i Oslo Kommunes byggesone. - S. 25-26 i *Vilt i bymiljø*. DN Rapp. 1989,4.
- Ståvi J.M. 1989. Viltinteressene i arealplanleggingen. - S. 8-9 i *Vilt i bymiljø*. DN Rapp. 1989,4.
- Sukopp, H. 1969. - *Vegetatio* 17: 360-371.
- Sukopp, H. & Weiler, S. 1986. Biotype mapping in urban areas of the Federal Republic of Germany. - *Landschaft und Stadt* 18: 25-28.
- Tabor, R. 1983. Wild life of the domestic cat. - Arrow Books, London.
- Temple, S.A. 1986. The problem of avian extinction. - S. 453-485 i Johnston, R.F., red. *Current ornithology 3*. Plenum Publishing Corporation, New York.
- Temple, S.A. & Wilcox, B. 1985. The effects of habitat fragmentation. - I Venner, J., red. *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Twigg, G. 1975. The brown rat. - David & Charles. Newton Abbot, Devon. 150 s.
- Tømmerås, P.J. 1989. Rovfugl. - S. 34-35 i *Vilt i bymiljø*. DN Rapp. 1989,4.
- U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service and U. S. Department of Commerce, Bureau of the Census. 1982. 1980 national survey of fishing, hunting and wildlife-associated recreation. - U.S. Gov. Print. Off., Washington DC. 20402.
- Ustvedt, Y. 1985. Svartedauden. En litterær-historisk beretning

- om massedød og overlevelse. - Gyldendal Norsk Forlag. Oslo. 237 s.
- Valvo, M.L., Mantia, T.L. & Massa, B. 1985. Bird population of Palermo's urban and suburban areas. - *Boll. Zool.* 52: 347-354.
- Verdenskommisjonen for miljø og utvikling. 1987. Vår felles framtid. - Tiden Norsk Forlag. 257 s.
- Wahl, J. 1989. Åpning av seminar om vilt i bymiljø. - S. 4-5 i *Vilt i bymiljø*. DN Rapp. 1989,4.
- Walker, T.D. 1987. Designs for parks and recreation spaces. - PDA Publishers, Mesa, Arizona. 239 s.
- Warkentin, I.G. & Oliphant, L.W. 1990. Habitat use and foraging behaviour of urban merlins (*Falco columbarius*) in winter. - *J. Zool., Lond.* 221: 539-563.
- Wicklund-Hansen, G., red. 1980. Byer - Bygeografi. - S. 315-340 i *Geografisk leksikon 1*. J.W. Cappelens Forlag AS.
- Wilcox, B. 1980. Insular ecology and conservation. - S. 95-117 i Soulé, M.E. & Wilcox, B.A., red. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. - Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Wilson, E.O. 1988. The current state of biological diversity. - S. 3-18 i Wilson, E.O., red. *Biodiversity*. National Academy Press. Washington DC.
- Wittig, R. & Durwen, K.J. 1982. Ecological indicator-value spectra of spontaneous urban floras. - S. 23-31 i Bornkamm, R., Lee, J.A. & Seaward, M.R.D., red. *Urban ecology: 2nd European Ecological Symposium*. Blackwell Scientific Publications.
- Woods, B.J. 1974. *Pest control*. - McGraw-Hill, New York.
- Zacharias, F. 1972. Initiation of streets' trees' flowering phase (esp. *Tilia x euclora* Koch) and temperature distribution in Western Berlin. - Diss. Free University of Berlin. 399 s.
- Zande, A.N. van der, Berkhuizen, J.C., Latesteijn, H.C. van, Keurs, W.J. ter & Poppelaars, A.J. 1984. Impact of outdoor recreation on the density of a number of breeding bird species in woods adjacent to urban residential areas. - *Biol. Conserv.* 30: 1-39.

0 30

nina
utredning

ISSN 0802-3107
ISBN 82-426-0187-9

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel. (07) 913020 58.01