

Vandbaserede friluftaktiviteter og vandfugle – en oversigt

Karsten Laursen, Ole Roland Therkildsen, Thomas Eske Holm, Thomas Bregnballe, Rasmus Due Nielsen, Ib Krag Petersen og Preben Clausen

1 Formål

Friluftsrådet har ønsket at få en gennemgang af den eksisterende evidens om sammenhænge mellem vandbaserede friluftaktiviteter og vandfugle, når de raster, fælder, yngler eller overvintrer. Denne rapport belyser eksisterende viden om vandbaserede fritidsaktiviteters påvirkninger af vandfugle.

Vandbaserede friluftaktiviteter defineres i denne rapport bredt, hvilket betyder at de foruden aktiviteter på selve vandfladen også inkluderer færdsel og aktiviteter på landjorden langs kyster og søbredder.

2 Danskernes færdsel i naturen

Langt den største del af den voksne danske befolkning (96 %) færdes i naturen i større eller mindre omfang i løbet af året (Jensen & Skov-Petersen 2008). De fleste ture går til skov, strand eller sø, mark og eng. Det antages, at de danske skove årligt får omkring 70 millioner besøg af voksne danskere, mens strande og kyster modtager omkring 43 millioner årlige besøg (Friluftsrådet 2013). Det at komme ud i naturen er for mange mennesker ikke kun noget som foregår i ferien, men noget som sker dagligt. Op mod 43 % af danskerne færdes således dagligt i naturen. Brugen af naturen og de oplevelser den byder på, giver mange mennesker afslapning og velvære, som uden tvivl bidrager til befolkningens trivsel og sundhed i bred forstand.

Generelt er skov den mest besøgte naturtype, og ses der på lokaliteter er Jægersborg Dyrehave med 7,5 mio. personer pr. år den mest besøgte. Men på de næste tre pladser kommer strandlokaliteter, hvor Rømø strand har 1,9 mio. besøgende, Hornbæk strand og plantage 1 mio. og Løkken Strand knapt 0,9 mio. (Trind og Agger 2003).

Danskernes fritidsaktiviteter er ikke ligeligt fordelt gennem året, ugen og dagen. Flest aktiviteter finder sted i ferier, i weekends og efter arbejde (Koch 1984). I de fleste tilfælde er der et mønster i brugen af naturen, hvor aktiviteterne også er bestemt af vejr og vind samt sæsonmæssige variation. Ved Gerå-Aså strand i Nordjylland er der eksempelvis om efteråret flest badende i august, folk er især ude på gåtur i august-september, lystfiskere er især ude i september, sandormegravere i oktober og ravsamlere i november (Bregnballe m.fl. 2001). Sejlaktiviteter i Vadehavet er registreret gennem hele året, og viser, at der er mest aktivitet fra maj til oktober med flest både i juli og august og kun få om vinteren.

Der findes ikke præcise opgørelser over antallet af fritidsfartøjer i Danmark. I 2003 skønnes det, at der var 41.000 sejlbåde og 12.500 motorbåde over 6 meter. Men ud over disse findes der et betydeligt antal både under 6 m. Det er typisk motorbåde, sejljoller, speedbåde. Hertil kommer windsurfere og kitesurfere. Optællinger i 1981-1982 i Ringkøbing Fjord viste at der var knapt 3.000 vind- og motordrevne fartøjer beliggende i havne og langs kysten, dertil kommer et ikke angivet antal windsurfere (Eskildsen 1984). Registreringer i 1991-1992 i det Sydfynske Øhav viste, at der var op til 1.200 lystbåde (sejl- og motorbåde) især i områdets hovedruter (Petersen 1995). I Vadehavet har registreringer ca. 1.000 opankrede eller fortøjede fritidsbåde i august-september, men kun et meget lille antal blev registreret på vandet, nemlig gennemsnitlig ca. 50 både, eller kun omkring 5 % af det antal som lå fortøjet. Dertil kom cirka samme antal windsurfere, som ikke var opankret eller fortøjet, og derfor ikke blev registreret (Laursen m.fl. 1997).

Wind- og kitesurfing er meget almindelig og antallet af udøvere stiger (Trind og Agger 2003). Det er aktiviteter, der især foregår ved kysterne og i lavvandede områder. Kitesurfere drives frem af en drage ('kite') som hænger 10-20 m over brættet, og som kan ses på lang afstand. Desuden bevæger kitesurfere sig i uforudsigelige retninger. Windsurferen drives frem af et sejl af få meters højde, som er synlig på kortere afstand. En anden forskel på de to bådtyper er at kitesurfing kan udøves ved vindstyrker fra 6 m/s op til 12 m/s, undtagelsesvis op til 20 m/s, hvorimod windsurfing især udøves fra 10-12 m/s (Trind og Agger 2003, Vistad 2013).

Udøvelsen af fritidsaktiviteter kan også, foruden positive effekter på befolkningens velvære samt sundhed, have bagsider i form af skader på naturen som f.eks. slitage på vegetation, forstyrrelser af fugle og pattedyr samt forringelse af deres levestandard (Skov-Petersen & Jensen 2008). I modsætning til fritidsaktiviteter på landjorden er kendskabet til påvirkningerne på vandarealerne mere sparsomme (Laursen og Holm 2011).

3 Generel introduktion til forstyrrelse

En forstyrrelse defineres ofte som enhver ændring af fuglenes adfærd og tilstand, som ikke ville være sket, hvis forstyrrelsen ikke var indtruffet (Kirby m.fl. 2004). Med den definition spænder forstyrrelser lige fra en gåtur langs stranden, hvor fuglene spreder sig ud og enten går eller svømmer væk, til en motorbåd eller windsurfer som sejler ind i et vigtigt fødesøgningsområde og får 1.000-vis af ænder på vingerne.

Grunden til at fritidsaktiviteter kan være forstyrrende er, at vilde fugle opfatter mennesker som rovdyr og dermed som en trussel mod deres egen overlevelse og formering (Frid & Dill 2002). Derfor flygter fuglene, når en person eller et fartøj kommer inden for en vis afstand. Fugle, der opholder sig ved kyster og ved søer, forsøger, at undgå rovfugle og rovpattedyr (Cresswell og Whitefield 1994). Derfor foretrækker vandfuglene at opholde sig på steder, hvor de enten har et godt udsyn til mulige farer eller er godt skjult af vegetation. De undgår som regel steder på kysten, som kan skjule et rovdyr. Det er ikke bare frygten for rovfugle og rovpattedyr, som får vandfugle til at reagere, men også høje lyde og larm samt større genstande, der bevæger sig hurtigt og med skiftende retninger såsom en windsurfer. På den anden side har fuglene også en evne til at vænne sig til, at en bestemt aktivitet foregår i deres nærhed. En sådan tilvænnning sker oftest over for aktiviteter, fartøjer og bevægelser, der er forholdsvis langsomme, regelmæssige og følger forudsigelige ruter (Regular 2007).

Fugles reaktioner over for samme menneskelige aktivitet kan variere både afhængigt af område, årstid og fuglearart. Nogle fuglearter reagerer på større afstande af menneskelige aktiviteter end andre (se nedenfor). Forskelle på fugles reaktioner imellem områder kan opstå, fordi der er forskel i landskabets struktur, hvilket kan påvirke fuglenes udsyn til mulige fare. På én kyststrækning kan fugle være forholdsvis upåvirkede af forudsigelige aktiviteter som sandormegravere eller både, mens de på en anden kyststrækning med en anderledes topografi flygter (Smit og Visser 1993).

Fuglenes egen adfærd, deres størrelse og opholdssted har betydning for deres reaktion. Fugle i store flokke reagerer på længere afstand, og deres reaktion er kraftigere end fugle i små flokke (Madsen 1985, Laursen m.fl. 2005). Fugle med en stor kropsbygning, som f.eks. gæs, reagerer på længere afstand af et menneske end mindre fugle, som f.eks. krikænder (Bregnballe m.fl. 2009). Fugle der opholder sig på en vandflade reagerer mindre på en forstyrrelse end fugle der opholder sig på bredden (Burger 1981). Der er også forskel på hvor følsomme de enkelte arter er over for menneskelig forstyrrelse. Måger og ryler er mere tolerante over for mennesker end f.eks. stor regnspove og knortegæs (Laursen m.fl. 2005). Endelig er der også forskel på fuglenes reaktion i ynglesæsonen og i træktiden. I ynglesæsonen reagerer fuglene meget sent på menneskelig tilstedeværelse. Ofte flyver en rugende fugl først op, når en person er få meter fra reden, hvorimod den samme art kan lette på lang afstand i træktiden. Gentagne forstyrrelser af en ynglefugl kan imidlertid få fuglen til at forlade reden.

3.1 Effekter af forstyrrelse

Det er et kompliceret spørgsmål at fastslå, hvorvidt en forstyrrelse af vandfugle rent faktisk påvirker individerne eller deres bestande. Når fugle reagerer kraftigt på en forstyrrelse kan det godt være et resultat af, at der er rigeligt med føde, og at der er andre steder at flyve hen, hvor de kan fouragere. Dette fænomen har været forklaret med, at fuglene undlader at tage en unødigt risiko, når de har alternative steder at flyve til (Gill m.fl. 2001). Denne sammenhæng er muligvis en del af forklaringen på, at vandfugle ofte reagerer kraftigt i begyndelsen af efteråret i store lavvandede områder, hvor der er meget føde og plads til at flytte sig. Forstyrrelser har større betydning om vinteren, når fødeudbuddet er mindre (Goss-Custard m.fl. 2006). På dette tidspunkt kan fuglene blive nødt til at søge føde i områder med en høj grad af menneskelig aktivitet, der medfører mange forstyrrelser.

Hvis fødesøgende fugle forstyrres, kan de undertiden kompensere ved at søge føde på et andet tidspunkt, i længere tid, et andet sted eller i en anden naturtype (Stillman og Goss-Custard 2002, Smart og Gill 2003, Anonymus 2012).

Forflytning af fugle til et andet område på grund af menneskelige aktiviteter kan være midlertidig, kortvarig (nogle timer) eller af længere varighed (en-flere dage). Er de menneskelige aktiviteter af længere varighed kan fuglenes antal i det pågældende område blive reduceret permanent (Madsen 1998). Et højt aktivitetsniveau af mennesker i yngletiden kan også have tydelige effekter på fuglenes fordeling og deres ynglesucces i kystområder (Beale og Monaghan 2004b, Holm og Laursen 2009).

3.2 Aktivitets typer og deres effekt

Der er stor variation i forstyrrelsesgraden af en menneskelig aktivitet. Personer der bevæger sig langsomt eller som opholder sig på samme sted påvirker kun fuglene i mindre grad. Sejlbåde og andre fartøjer som bevæger sig langsomt, fuglekiggere og fiskere har også beskeden effekt i de fleste undersøgelser (Regular 2007, Anonymus 2012). De aktiviteter som forårsager størst påvirkning af fuglene, hvor fuglene fordrives fra et område, er speedbåde, jagt og kitesurfing (Anomynus 2012).

Sammenligning af forskellige aktiviteters effekt

For at kunne sammenligne de forskellige aktiviteter og deres effekt på fuglene bruges en gradient, hvor de enkelte forstyrrelser indpasses, og deres effekt beskrives (Fig. 1) (Hill m.fl. 1997).

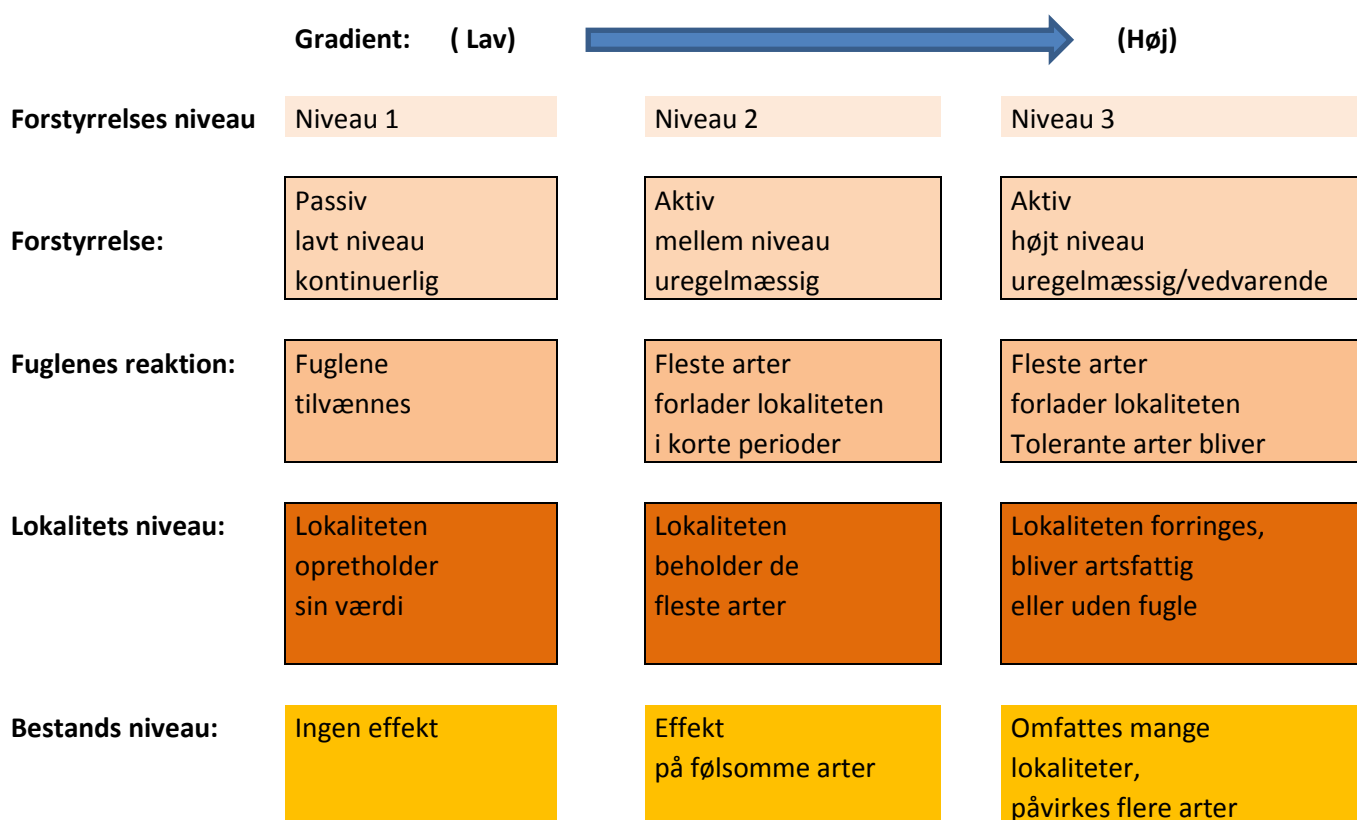


Fig. 1. Forstyrrelsesgradient på tre niveauer og deres effekter samt potentielle påvirkninger af fuglenes bestande (Omtegnat og udvidet efter Hockin m.fl. 1992).

Effekt og påvirkning

Ved vurdering af forstyrrelser er det vigtigt, at skelne mellem *effekt* og *påvirkning* af fugleforekomster eller bestande (på engelsk: "effects" og "impacts"; Fox m.fl. 2006, Kirby m.fl. 2004). En *effekt* bruges om en målelig ændring af fuglenes adfærd og fysiologiske tilstand. Eksempler kan være at fuglene under fødesøgning ser op, at fødesøgningen standser, at adrenalin niveauet i blodet stiger (som tegn på stress), at de svømmer væk eller flyver op som følge af at et fartøj nærmer sig eller, at de hører en høj lyd (Regular 2007). Disse kategorier kan høre til niveau 1 og 2 i Fig.1. Tydelige *effekter*, som f.eks. en fugleflok, der letter efter en forstyrrelse, resulterer ikke nødvendigvis i en *påvirkning* af forekomsten eller bestanden. En påvirkning vil være den ultimative ændring i en forekomst på en lokalitet eller i størrelsen af en bestand, som følge af den respons, som flere individer udviser over for en forstyrrelse (niveau 3 i Fig. 1).

Fritidsaktiviteter kan være omfattende og indebære en *påvirkning* af flere individer og eventuelt af bestanden. Det kan være en påvirkning af den enkelte fugls chance for at overleve eller dens chance for at yngle med succes. Er påvirkningen mere omfattende kan den påvirke bestanden lokalt, regionalt eller i værste tilfælde hele populationen (Kirby m.fl. 2004). Eksempler kan være mislykkede yngleforsøg, opgivelse af unge-kuld, øget prædation og nedsat overlevelse på ugunstige årstider. Såfremt mange individer påvirkes på denne måde, kan dette i sidste ende påvirke størrelsen af bestanden. Om de forskellige effekter enkeltvis eller samlet opnår et omfang, der påvirker bestanden lokalt eller regionalt (niveau 3 i Fig. 1), afhænger bl.a. af om arten er i stand til at kompensere for påvirkningerne.

Det er derfor vigtigt, at man i forvaltningsmæssige spørgsmål, som vedrører konflikter mellem menneskelige aktiviteter og fugleforekomster, tager udgangspunkt i de potentielle påvirkninger af bestandene og ikke alene agerer ud fra observationer af effekter. Det vil dog i praksis oftest være nærmest umuligt at afgøre om observerede effekter vil resultere i en påvirkning af bestanden.

3.3 Flugtafstand

Effekten af en forstyrrelse angives ofte ved flugtafstanden, som er den afstand, der er mellem fuglen og forstyrrelsen på det tidspunkt, hvor fuglen letter. Men også andre mål for fuglenes reaktion bruges, f.eks. den afstand, hvor fuglene bliver opmærksom på forstyrrelsen (typisk ved at rejse hovedet og evt. stoppe fødesøgningen), den afstand, hvor den første fugl i en flok flyver op (Whitfield m.fl. 2008) eller den afstand, som forårsager, at halvdelen af fuglene i flokken letter (Laursen m.fl. 2005). Fælles for de forskellige mål er, at de er indbyrdes korrelerede (Whitfield m.fl. 2008). Der er lavet mange undersøgelser og analyser af flugtafstande som viser, at de afhænger af fuglearten, antallet i flokken og vejrforhold (f.eks. Blumstein m.fl. 2003, Laursen m.fl. 2005, Bregnballe m.fl. 2009a). Desuden har arter med en stor kropsvægt en længere flugtafstand end små arter (Bregnballe m.fl. 2009b). Det har den naturlige forklaring, at store arter behøver meget plads for at lette. Desuden tyder undersøgelser på, at arter med en lang flugtafstand oftere bliver forstyrret, og dermed forkortes den tid de har til rådighed til andre aktiviteter bl.a. fødesøgning. Det kan bevirke faldende bestandsstørrelse ved hyppige forstyrrelser (Møller 2008). Individene i en flok advarer hinanden og i blandede flokke vil arten med den mindste tolerance varsle først, og derved få hele flokken til at lette på længere afstand. Desuden kan et alarm-skrig fra en art, f.eks. af en måge, udløse en flugtreaktion hos arter, som ellers ikke ville have reageret (Kahlert 2006).

Fartøjer og flugtafstande

Undersøgelser af fuglearternes flugtafstand i forhold til bådtyper er sjældent udført systematisk, og derfor findes der kun målinger for nogle få fuglearter (Tabel 1). Flugtafstanden til robåde for gråand er 100 m; til motorbåde varierer flugtafstanden fra 160 m for blishøne til 270 m for knopsvane. For kajaker er afstanden 50 m for strandskade og 200-260 m for lille kobbersneppe, stor regnspove og islandsk ryle. For windsurfere ligger flugtafstanden på 150 m for strandskade, 500 m for pibeand og 700 m for knopsvane. For vandscooter er flugtafstanden målt til 700 m for hvinand (Tydemann 1978, Hockin m.fl. 1992, Smit & Visser 1993, Madsen 1998). Desværre er det ikke muligt at sammenligne flugtafstandene for alle fartøjer, men kun for kajaker og windsurfere. Her er flugtafstandene generelt længere for windsurfere. Desuden kan det være problematisk at sammenligne flugtafstande over for forskellige typer af aktiviteter, hvis f.eks. målingerne af reaktionerne på én aktivitet er målt i søer hvorimod reaktionerne på en anden aktivitet er målt ved en kyst, idet biotoptypen kan have betydning for flugtafstanden.

I yngletiden, hvor reden skal beskyttes, er flugtafstanden ofte meget kort, da den rugende fugl bliver liggende længst muligt for ikke at afsløre reden. Toppet lappedykker forlader reden, når en robåd er mellem 4-40 m borte. Flugtafstanden er desuden afhængig af redens afstand fra søbredden og vegetationsdækket. Ligger reden inden for 2 m af søbredden og relativt åbent er flugtafstanden 3 m, mens flugtafstanden er 8 m ved en placering 2-8 m fra bredden og i høj vegetation (Keller 1989).

| Art | Gummibåd ⁴ | Robåd | Motorbåd ³ | Kajak ¹ | Windsurfer ² | Vandscooter ⁵ |
|--------------------|-----------------------|-------|-----------------------|--------------------|-------------------------|--------------------------|
| Lille skallesluger | 100 | | | | | |
| Knopsvane | | | 270 | | 700 | |
| Gravand | | | | 220 | 400 | |
| Gråand | 100 | 90 | | | | |
| Pibeand | | | 205 | | 500 | |
| Troldand | 275 | 200 | | | | |
| Hvinand | | | | | | 700 |
| Blishøne | | | 160 | | 430 | |
| Strandskade | | | | 50 | 150 | |
| Islandsk ryle | | | | 260 | 200 | |
| Lille kobbersneppe | | | | 200 | 230 | |
| Storspove | | | | 220 | 400 | |
| Rødben | | | | 175 | 260 | |

Tabel 1. Flugtafstande i forhold til bådtyper og fuglearter udenfor yngletiden (Kilder: 1) og 2) Smit & Visser 1993; 3) Madsen 1998; 4) Batten 1997; 5) Hockin m.fl. 1992). Disse målinger er foretaget ved kyster

3.4 Kroppskondition og påvirket areal som mål for en forstyrrelse

Ændring i individernes kroppskondition kan bruges som et mål for effekten af forstyrrelse (Madsen 1995). Omfattende forstyrrelser kan hindre fuglene i at opbygge tilstrækkelige kroppsreserver (fedt) til den kommende ynglesæson. Dette kan medføre at fuglene lægger færre æg eller helt opgiver at yngle. Dette kan i yderste konsekvens føre til en nedgang i bestanden af arten.

Effekten af forstyrrelser kan under visse forhold udtrykkes ved størrelsen af det areal, som fuglene fordrives fra (Madsen 1995, Stillman m.fl. 2007). Hvis fuglene vedvarende fordrives fra en del af et område, kan det resultere i, at de ikke får mulighed for at udnytte den føde, der findes i denne del af området. Er der knaphed på føde, kan konsekvensen blive, at det samlede område ikke kan 'brødføde' det samme antal fugle som, i fraværet af forstyrrelser, ellers kunne dække deres fødebehov (Gill m.fl. 1996). Det vil sige, at et arealtab af en vis størrelse, kan omregnes til en fødemængde, der kunne ernære et givent antal individer (Goss-Custard m.fl. 1995). Arealtab bliver i nogle sammenhænge brugt som et udtryk for en potentiel bestandsnedgang (Gill m.fl. 1996).

I praksis kan et vandareal som påvirkes af en forstyrrelse beregnes således: Har fuglene en flugtafstand på (d) meter og bevæger et fartøj sig med en hastighed på (h) knob i timen (omregnet til km/t) er det areal som påvirkes af forstyrrelsen (F) i km² (Platteeuw & Henkins 1997):

$$F = (2 \times \pi \times d^2) \times h$$

Det påvirkede areal er afhængigt af den artsspecifikke flugtafstand, som er vist i Tabel 1. Dertil kommer at flugtafstanden er afhængig af fuglenes flokstørrelse, idet flugtafstanden øges med antallet af fugle. Desuden er det påvirkede areal afhængig af fartøjets hastighed (Fig. 2). Endelig påvirkes arealet også af typen af fartøj og hvilken rute fartøjet har i forhold til fuglene, hvor forudsigtelig ruten er og hvor hyppigt forstyrrelsen finder sted.

Det areal som påvirkes af en forstyrrelse (Fig. 3) er beregnet for de bådtyper som er vist i Fig. 2. I de viste eksempler forudsættes det, at arten har en flugtafstand på 200 m, og at den flok som forstyrres vender tilbage i løbet af en time, samt at fartøjernes rute er fremadrettet gennem området (at de ikke sejler frem og tilbage inden for samme område). Disse forhold kan dog variere. Fartøjer som windsurfere, kitesurfer og vandscooter holder sig dog ofte inden for samme areal, hvor de krydser frem og tilbage (se senere).

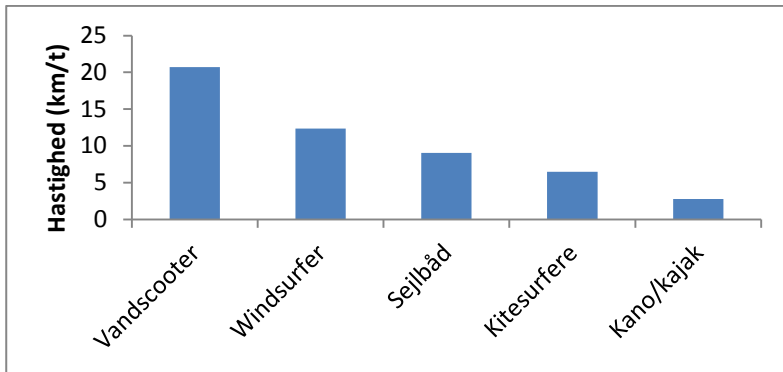


Fig. 2. Nogle bådtypers gennemsnitlige sejlhastighed (Liley m.fl. 2011).

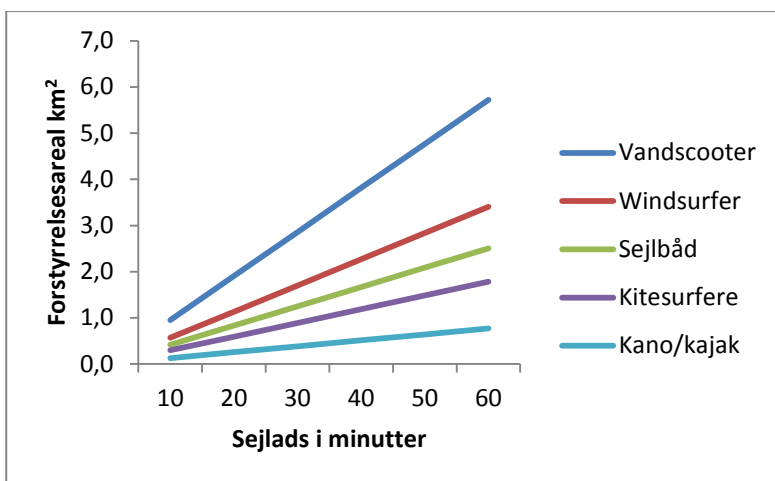


Fig. 3. De arealer som påvirkes ved forstyrrelse (forstyrrelsesarealet) ved sejlads med forskellige fritidsbåde (se Fig. 2), er beregnet for en vandfugleart med en flugtafstand på 200 m og som genoptager fødesøgning efter 60 minutter. Det forudsættes, at fartøjernes ruteforløb er fremadrettet, og at de ikke sejler frem og tilbage i samme område (se teksten).

3.5 Aktiviteternes tidsmæssige forekomst

For at en forstyrrelse kan finde sted, er det en forudsætning at de menneskelige aktiviteter og fuglenes brug af et område sker samtidig. Der er ikke gennemført mange undersøgelser af både fritidsaktiviteter og fugle i større naturområder gennem længere perioder, hvorfor det er vanskeligt at belyse, hvordan forstyrrelsesniveauet varierer igennem året.

I Ringkøbing Fjord blev al sejlads kortlagt ved et pilotstudie i 1981-1982 for at få et overblik over antallet af fartøjer og de potentielle konfliktområder med fuglelivet. I alt blev der gennem året registreret omkring 1.800 fritidsbåde i fjorden (når jagtpramme fraregnes) med flest fartøjer i august-september og igen i juni (Eskildsen 1984). Fuglenes antal var størst om efteråret og kulminerede i september og oktober. De forskellige bådtypers aktiviteter i løbet af dagen blev også kortlagt. Joller og motorbåde, der blev benyttet

til fiskeri, var typisk aktive i morgentimerne og igen om aftenen. I modsætning hertil var windsurfere først aktive fra middagstid og hen på eftermiddagen. De fleste windsurfere var dog kun aktive i godt en time, og der var kun få som fortsatte længere end to timer (Eskildsen 1984).

I Vadehavet er menneskelig aktivitet registreret året rundt (Laursen m.fl. 1997). Gåture langs stranden og badning foregår overvejende i juni- august, hvorimod fritidssejlere udvider sæsonen til også at omfatte maj-august foruden en del aktivitet i september-oktober (Fig. 4). Fritidsfiskere har en væsentlig længere sæson, der strækker sig fra marts-november. Til gengæld er antallet af fartøjer og personer lavere om foråret og efteråret end i sommersæsonen. Fuglenes forekomst i Vadehavet viser store forekomster af andefugle fra oktober gennem vinteren til marts. For vadefuglene er der store antal i august- november og igen fra marts-maj (Laursen m.fl. 1997). Der er således især i maj og august et stort sammenfald med forekomsten af vadefugle og friluftaktiviteter. Derimod ligger forekomsten af andefuglene fortrinsvis uden for den periode, hvor der også er mange mennesker.

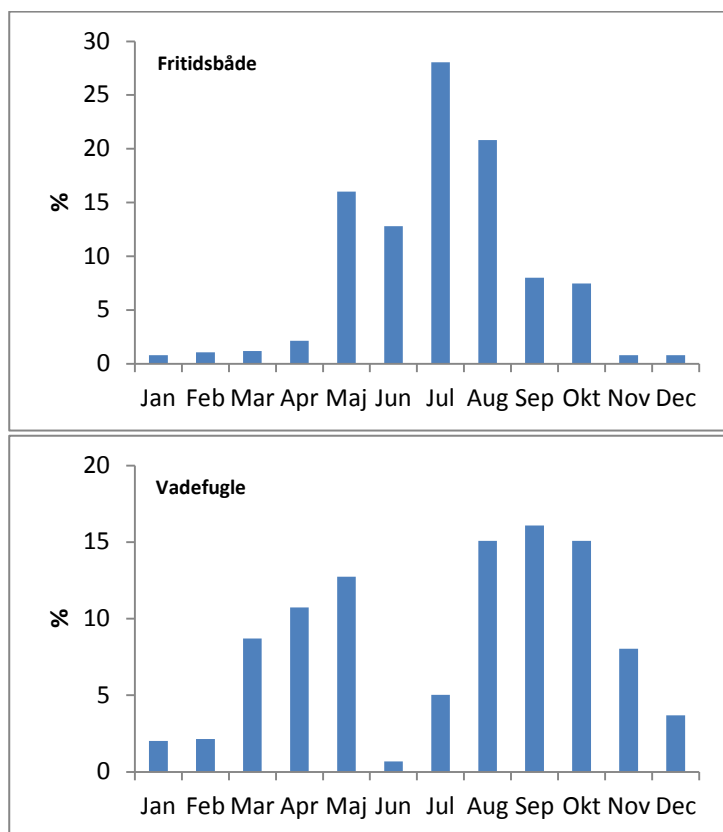


Fig. 4. Tidsmæssig forekomst af fritidsbåde og vadefugle i Vadehavet (Laursen m.fl. 1997).

I Limfjorden (Nibe-Gjøl Bredning) blev der i 1985-89 udført regelmæssige observationer af fugle og menneskelige forstyrrelser fra juli til årets udgang. Windsurfere og sejlbåde blev især registreret i juli-august, hvorimod fiskebåde (erhvervsfiskere) var aktive frem til november (Madsen 1998). Hyppigheden af forstyrrelser, hvor mindst 20 % af vandfuglene i området blev påvirket var for motorbåde i gennemsnit 2 pr. dag i september-oktober (i de lyse timer), hvilket faldt til 0,5 pr. dag i november-december. For windsurfere var hyppigheden 1 pr. dag i september-oktober, og ingen i de følgende måneder. Fartøjerne

holdt sig ofte til render og dybere dele af fjorden, og kom sjældent ind i områder med ålegræs som er vigtige fødesøgningsområder for fuglene (Madsen 1998).

Ved Saltholm konstateredes det, at langsomtgående både og sejlbåde normalt ikke forstyrrede fugle, når de sejlede på nogle meters vand. Derimod skræmte hurtigtgående og støjende motorbåde fuglene (Arctander m.fl. 1984).

I England er udviklingen den samme som herhjemme med en stigende mængde fritidsaktiviteter. Spørgeskemaer til organiserede fugletællere om vurdering af forstyrrelser i deres tælleområde viste at 26 % havde registreret forstyrrelser, mens under 2 % havde observeret alvorlige forstyrrelser af fuglelivet. Flest konflikter fandt sted i juli-august. Kun i søer blev der rapporteret om problemer mellem fritidsbåde og fugle (Robinson og Pollitt 2002).

I en undersøgelse i tre fjordområder i England blev alle friluftaktiviteter kortlagt. De fleste (92 %) af aktiviteterne omfattede gåture med og uden løshund samt sandormegravning. Fritidsbåde udgjorde kun 8 % fordelt på småbåde (3 %), kitesurfere (1 %) og windsurfere (1 %) (Liley m.fl. 2011). Motorbåde var mest aktive fra april til oktober/november, både med fritidsfiskere fra november til marts og vandscootere fra april til august. I undersøgelsen blev der påmonteret GPS på fartøjerne, og målingerne viste at windsurfere i gennemsnit pr. tur tilbagelagde 18 km, sejlbåde 13 km, kitesurfere 9 km og kajaker 4 km. Til sammenligning var en gåtur langs stranden på 4 km.

3.6 Effekt uden for yngletiden af fritidsbåde i kystområder

Ved pilotstudiet i Ringkøbing Fjord (1981-82) kunne der kun foretages kvalitative vurderinger (Eskildsen 1984). De viste, at fiskeri fra småbåde med lydsvag motor og lav fart havde ringe effekt på de rastende fugle, dvs. fuglene svømmede bort ved 100-500 m (de fløj sjældent). For større både som motorbåde med kabine og motorjoller var flugtafstandene længere (1.000 m for ænder) og forstyrrelsesgraden varierede fra ringe til mere omfattende effekt, hvor fuglene blev fordrevet fra optimale æde- og rasteområder (forstyrrelsesniveau 1 og 2, Fig. 1). Sejlads i normalt uforstyrrede områder forstærkede effekten. Robåde og kanoer forårsagede omfattende forstyrrelser. De er støjsvage og sejler langsomt, men ofte på lavt vand langs rørbræmmer, hvor en del fugle opholder sig. Mindre sejlbåde (f.eks. optimistjoller), små katamaraner, windsurfere og motorbåde med vandski sejlede ligeledes ofte på lavt vand, med stor fart og med skiftende retninger. De forårsagede omfattende forstyrrelse med helt eller delvis fordrivelse af fugle fra æde- og rastepladser (forstyrrelsesniveau 2, Fig. 1). Forstyrrelsen var mindre ved sejlads på dybere vand, da der her var færre fugle (Eskildsen 1984).

Ved forstyrrelse fra windsurfing i Limfjorden standsede flere fuglearter deres fødesøgning og begyndte igen efter en periode, som for knopsvane var på gennemsnitligt ca. 22 min, for pibeand ca. 24 min og blichøne ca. 11 min. Efter forstyrrelser med motorbåd var perioderne for de samme arter henholdsvis 32 min, 20 min og 9 min. Knopsvane kompenserede for den tabte fødesøgningstid ved at søge føde i længere tid efter en forstyrrelse, hvilket ikke var tilfældet for pibeand og blichøne (Madsen 1998).

Undersøgelsen af tre fjordområder i England viste, at rastefugle var mere tilbøjelige til at lette, når forstyrrelsen foregik på vand- eller tidevandsfladen, sammenlignet med færdsel langs kystlinjen (Liley m.fl.

2011, Liley og Fearnley 2011, Linaker 2012). På trods af at wind- og kitesurfing kun udgjorde 2 % af alle aktiviteter, stod de sammen med hundeluftning på tidevandsfladerne (med løs hund) for langt de fleste forstyrrelser med større opflyvninger af fugle (fuglene fløj > 50 m). Beregninger baseret på GPS-oplysninger viste at wind- og kitesurfere i gennemsnit pr. tur fordrev fuglene fra 8 ha af området og kanoer/kajakker fra 1,7 ha. Hundeluffere med løs hund fordrev fuglene fra gennemsnitlig 3 ha, og til sammenligning fordrev en person, som gik langs kysten, fuglene fra 0,1 ha (Liley m.fl. 2011). I Fig. 5 er vist fordelingen af henholdsvis store opflyvninger (> 50 m) og små opflyvninger (< 50 m) i forhold til forskellige bådtyper inklusiv wind- og kitesurfere. Ved disse beregninger har forfatterne til undersøgelse brugt flugtafstande i forhold til både på 26-44 m, hvilket forekommer at være alt for kort i forhold til hollandske, tyske og danske forhold. Bruges derimod disse 'kontinentale' flugtafstande til beregningerne (se Tabel 1), er de arealer, hvor fuglene forstyrres af sejlads med windsurfere, omkring otte gange større. Det vil sige ca. 31 ha for windsurfer (og antagelig også kitesurfer) og ca. 5 ha for kanoer (og antagelig tilsvarende for kajakker). Dette er under forudsætning af at fuglene først vender tilbage 20 min efter forstyrrelsen. Er perioden længere forøges arealet.

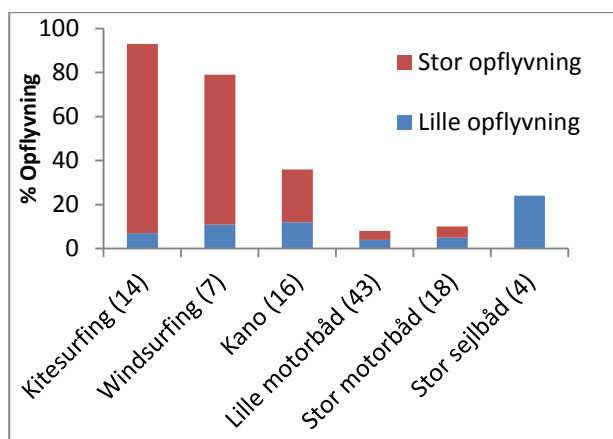


Fig. 5. Andelen (%) af fugle som foretager en stor opflyvning (flyvedistancen > 50 m) og en lille opflyvning (flyvedistancen < 50 m) i forhold til udvalgte bådtyper. I parentes er angivet antal observationer (Liley m.fl. 2011).

Ikke-motoriserede både

Flere undersøgelser af ikke-motoriserede både som robåde, sejlbåde (bl.a. windsurfere) og kanoer i søer og fjorde har vist, at fuglene forlader lokaliteterne. Dermed falder antallet af fugle som følge af fartøjernes tilstedeværelse. Flertallet af undersøgelserne er foretaget i England og Tyskland, og omtales kort: Sejlads om vinteren bevirkede, at sorthalset lappedykker og hvinand forlod området helt, mens antallet af krikand, trolldand og stor skallesluger blev reduceret (Parr 1974). Antallet af seks vandfuglearter faldt, når der var sejlbåde tilstede, og fuglene forlod søen, da en del blev åbnet for sejlads med windsurfere (White 1986). I Vandet Sø i Nordjylland blev der ikke fundet nogen effekt på vandfugle ved sejlads med windsurfer, hvilket kan skyldes et lille antal fugle i søen (Jensen 2011). I en sø i Holland viste Vos m.fl. (1987), at windsurfing tydeligt fortrængte fuglene fra områder med sejlads til områder uden. En undersøgelse af 100 søer viste, at fuglene flyttede mellem søerne som reaktion på sejlads og windsurfing (White 1993). I to store søer i

Tyskland med windsurfing blev svømmeænder fordrevet fra de dele af søerne, hvor aktiviteten forgik, mens skarv og stor skallesluger var mindre påvirket (Blew og Südbeck 1996). I England fandt Smith (2004) at kite-surfing mere end halverede antallet af strandkader på en rastepads om efteråret. Om vinteren opgav fuglene helt at bruge den pågældende rastepads. Batten (1977) fandt at mange vandfugle forlod et område om vinteren, når der var sejlads. Fox m.fl. (1994) viste, at en enkelt gummibåd var i stand til at fordrive flokke af taffelænder fra en stor sø til en mindre sø, hvor der kun sjældent færdes mennesker. I Thailand fandt Pierce m. fl. (1993), at motorbåde forårsagede betydelig forstyrrelse af vandfugle, specielt i områder, hvor fuglene ikke kunne finde uforstyrrede steder i området.

Lystfiskeri udgør et særligt forhold. Det drives oftest i mellemstore (100 ha) og store søer. I Store Kattinge Sø, Sjælland, hvor der kan være op til 30.000 troidænder, må der drives lystfiskeri med én båd. På dage med fiskeri blev antallet af troidænder reduceret med 42 % (Madsen 2002). Fortsatte fiskeriet i de efterfølgende dage blev antallet af troidænder yderligere reduceret. I England bevirkede lystfiskeri i marts at antallet af pibeænder, krikænder, gråænder og taffelænder, blev fordrevet fra deres foretrukne fødesøgningsområder. Desuden trak de tidligere bort fra søen om foråret, sammenlignet med andre søer (Bel og Austin 1985).

Motoriserede både

Undersøgelser af effekter af sejlads med motorbåde er få, men viser generelt at fugle forlader områder med aktivitet. Varney & Crookes (1989) registrerede at antallet af vandfugle faldt proportionalt med antallet af motorbåde. Hume (1976) observerede at hvinænder straks lettede, når de registrerede en motorbåd, og at regelmæssig sejlads med vandski reducerede artens antal. I to søer med sejlads med vandski fandt Cooke (1995), at antallet af vandfugle blev reduceret med omkring 40 %. I USA sammenlignede Burger (1998) effekten af sejlads med motorbåd og vandscooter (hhv. opretstående og siddende) på graden af opflyvning af terner i en ynglekoloni. Begge typer af vandscootere forårsagede opflyvning på større afstande end motorbåde.

3.7 Effekt af sejlads i fældeperioden

Andefugle fælder alle deres svingfjer i juli til ind i oktober. I den periode er de ikke i stand til at flyve, og de er derfor mere følsomme overfor forstyrrelser end på andre tidspunkter af året. I Vadehavet er der et sammenfald mellem, perioden for fjerfældningen og en forholdsvis høj aktivitet med fritidsbåde (Fig. 4). Når man for Vadehavet sammenholder fordelingen og antallet af ederfugle i august-september med fordelingen af fritidsbåde, viser resultatet, at ederfuglene opholder sig i de områder, hvor der er færrest fritidsbåde. Det kan beregnes, at arten opgiver at bruge et område, når tætheden af fritidsbåde oversiger 1 båd/km² (Laursen m.fl. 1997).

Den nordlige del af Kattegat er af international betydning for sortænder, hvor op til 100.000 sortænder opholder sig i området under fældningen. I tre uger er sortænderne ikke i stand til at flyve, og de ligger især på lavt vand med 4-8 m dybde (Petersen & Fox 2009). Analyser viser, at foruden dybdeforholdene i Kattegat har sejlads (både kommerciel og fritidssejlads) stor betydning for sortændernes valg af

opholdssted. De fleste områder, som fuglene benyttede, lå i de lavvandede områder syd for Læsø, hvor der var over 10 km til nærmeste sejlrender eller andre sejlruiter og områder med sejlads (Petersen & Fox 2009).

En foreløbig undersøgelse af sammenhængen mellem fordelingen af fældende sortænder og niveauet for intensiteten af båd- og skibstrafik i Sejerøbugten indikerer ligeledes, at sejladsen især i juli og august påvirker sortændernes fordeling (Petersen m.fl. 2015).

3.8 Forstyrrelse af ynglefugle

Marine områder

En undersøgelse i Stavns Fjord på Samsø viste, at alle vandfuglearter reagerede på større afstand over for personer, der vandrede langs kystlinjen – hvor der sjældent færdedes mennesker – end over for aktiviteter på vandfladen. Ved sejlads på lavt vand lattede fuglene på længere afstand end de gjorde ved sejlads på dybere vand, i strømrender o.l. (Bregnballe og Christensen 1993). I Lillebælt fandt Kahlert (1994) at toppet skallesluger med ællinger blev påvirket af moderat sejlads med motorbåd, men at fuglene i gennemsnit vendte tilbage i løbet af 1½ time. I modsætning hertil blev ællingernes overlevelse reduceret ved stor sejlaktivitet med høje hastigheder. I Skotland fandt Keller (1991) at aktiviteter langs kystlinjen (lystfiskere, vandrer) havde større påvirkning af ederfugle med ællinger end aktiviteter på vandfladen (robåd, windsurfer). Aktiviteterne påvirkede flokke af ællinger i op til 35 min., hvor måger angreb og tog ællinger. Åhlund og Götmark (1989) fandt i den svenske skærgård, at mågers angreb og prædation på ederfugleællinger steg 200-300 gange, når ederfuglene blev forstyrret af sejlads. Gentagne forstyrrelser forøgede angrebene fra mågerne.

Generelt for havfugle (herunder ternere og måger) gælder, at forstyrrelseseffekten stiger, jo mindre afstanden er mellem koloni og båd, jo hurtigere båden sejler og jo mere den støjer. Desuden er påvirkningen større hvis sejlretningen mod kolonien er meget direkte, hvis sejlhastigheden ikke er konstant, hvis forstyrrelserne ligger tidligt på ynglesæsonen, hvis kolonien er stor, og hvis hyppigheden af forstyrrelser sædvanligvis er lav og at fuglene derfor ikke er habituerede (Regular (2007). Ved Vancouver Island, British Columbia fandt man for en række arter af skarver, måger og alkefugle at forstyrrelser fra motorbåde udløste nervøs adfærd, når bådene var omkring 70 m fra kolonierne (Chatwin et al. 2013). I områder med meget sejlads reagerede fuglene generelt lidt senere (ved ca. 50 m), hvilket forfatterne tilskrev habituering. På den amerikanske østkyst fandt Burger (1999), at sejlads ud for en koloni af fjordterner påvirkede ternernes flyveaktivitet. Antallet af ternere der var i luften steg fra 20 fugle uden forstyrrelse til 50 fugle, når et fartøj kom tættere end 100 m fra kolonien. Antallet af fugle i luften steg yderligere, når det var et støjende fartøj, som sejlede forbi. Tidspunkt i forhold til ynglecyklus og typen af fartøj havde også betydning. Motorbåde havde således mindre effekt end vandscootere, der i begyndelsen af ynglesæsonen forøgede fuglenes antal i luften fra 20 (uden forstyrrelse) til 200 fugle i luften ud af 490 par. Sidst på ynglesæsonen steg fuglenes antal fra 0 fugle til 20 fugle i luften ud af 125 par (Burger 1999). Det reducerede antal par i kolonien fra først til sidst i ynglesæsonen skyldtes oversvømmelse. I samme område fandt Burger (2000) at vandscootere der gentagende gange sejlede tæt på kysten forårsagede, at næsten alle ternere i en koloni opgav at yngle og forlod deres reder.

Ferske vande

Som det fremgår ovenfor kan forstyrrelser medføre øget prædationsrate. For fløjlsand viste Mikola m.fl. (1994), at i søer med fritidssejlads blev ællingernes svømmetid forlænget, hvilket forkortede tiden til fødesøgning. Ællingerne dykkede, når de blev forstyrret af sejlads og undertiden kom de væk fra moderfuglen, hvilket sølvmåge og svartbag udnyttede til at æde ællingerne. Hyppigheden af angreb af måger blev øget med en faktor 3.5 i søer med fritidssejlads. Derimod fandt Caron & Robson (1994), at der for islom i Michigan, USA, ikke var forskel i ynglesucces og i antal unger pr. rede i områder med og uden aktiviteter på trods af at fuglene forlod deres reder oftere og i længere tid i områder med sejlads.

I tre søer i Schweiz med omtrent samme størrelse (27-31 ha) varierede antallet af robåde betydeligt, og i weekender kunne der være 20-100 både i de to mest benyttede søer (samt badegæster) og ingen i den tredje sø (Keller 1989). For toppet lappedykker var flugtafstanden mellem robåd og artens reder ca. 40 m i den uforstyrrede sø og 4-8 m i de to søer med stor sejlaktivitet, hvor fuglene ofte blev jaget af reden. Når fuglene forlod reden dækkede de æggene med redemateriale. Men i de to søer med de hyppige forstyrrelser blev æggene undertiden kun delvist dækket. Det medførte en forøget prædationsrate fra blichøne, som tog æggene. I de to søer med meget forstyrrelse havde parrene med de korteste flugtafstande højere ynglesucces end parrene med længere flugtafstand. Det tyder på at parrene med korte flugtafstande havde tilpasset sig det høje forstyrrelsesniveau ved hyppigere at blive på reden (og tolerere forstyrrelserne) og dermed reduceredes risikoen for at blichøns tog æggene. Overordnet set var ynglesuccesen lavere i de to søer med forstyrrelse end i søen uden (Keller 1989). En anden undersøgelse af toppet lappedykker viste tilsvarende, at fuglene forlod deres rede oftere og i længere tid i søer med stor rekreativ brug, hvilket også resulterede i lavere ynglesucces (Ingold m. fl. 1983). Batten (1977) fandt, at toppet lappedykker ophørte med at yngle regelmæssigt efter at en sø blev åbnet for sejlads. Disse eksempler med toppet lappedykker viser, hvor kompliceret sammenspillet mellem fugle og forstyrrelse kan være.

Tydeman (1978) sammenlignede yngleaktiviteterne for blichøne i tre typer søer. I søer med vandski var der ingen yngleforsøg, i søer med anden sejlads var ynglesuccesen ca. 65 %, og i søer uden sejlads var den op til 100 %. Westerberg & Spray (1996) fandt at ynglende pibeænder generelt undgik områder med vandskiaktivitet.

4 Effekter af jagt

Jagt er uden tvivl den fritidsaktivitet som har den største indvirkning blandt alle rekreative aktiviteter, hvilket også i vid udstrækning er tilfældet i udlandet (Hockin m.fl. 1992). Foruden antallet af dræbte dyr har jagt også en stor indirekte effekt på vandfuglene langs fjorde og kyster. Disse effekter kommer til udtryk ved at jagtaktiviteten forstyrrer fuglenes normale aktivitet ved at ændre deres adfærd, fordrive dem fra deres foretrukne fødesøgningssteder til andre ofte mindre egnede steder og eventuelt forstyrre dem i deres pardannelse (se oversigt i Madsen og Fox 1995).

Der er mange undersøgelser som viser, at jagt forårsager lokale forstyrrelser ved at jage fuglene, især gæs og svømmeænder, bort og forhindre dem i at opholde sig på deres foretrukne fourageringssteder (Madsen og Fox 1995, samt referencer deri). Flerårige undersøgelser i de såkaldte forsøgsreservater i Nibe Bredning og ved Nyord, hvor fuglene blev optalt og deres opholdssteder kortlagt, viste at fuglene blev forhindret i at udnytte store føderessourcer i form af vandplanter, der var i områderne. Da jagtreguleringen blev ændret, slog fuglene sig ned i områder med mest føde, hvor jagt tidligere havde forhindret dem i at være. Samtidig steg antallet af andefugle betydeligt (Madsen 1998). Siden er der etableret et større netværk af reservater i hele landet, de såkaldte forstyrrelses- og jagtfrie kerneområder, hvor især svømmeænder og gæs er steget markant i antal (Clausen m.fl. 2004). Fuglene har ikke kun brugt disse reservater i en kort periode, men reservaterne har også vist deres værdi gennem de følgende 10-15 år (Clausen m.fl. 2014). Undersøgelserne viser tydeligt, at jagt har såvel en korttids- som en langtidseffekt på fuglenes brug af områder, og kan forhindre dem i at udnytte den tilstedeværende føde.

Jagtintensitet og den måde jagt drives på har stor betydning på fuglenes reaktion. I områder hvor der hyppigt drives jagt og med stor intensitet udnyttes området af færre fugle end i områder med lav intensitet (Frikke og Laursen 1994, Bregnballe m.fl. 2004). Jagt fra stationære pramme, hvor jægerne venter på at fuglene trækker forbi, har en beskeden forstyrrede effekt sammenlignet med kravlepramme, hvor jægerne opsøger fuglene for at komme på skudhold (Madsen 1998). Ved den sidstnævnte jagtform jages fuglene op flere gange i løbet af en dag, og forlader ofte området. En effekt som også ses ved motorbådsjagt på dykænder (Laursen og Frikke 2008)

Jagtlige forstyrrelser kan også have en tidsmæssig effekt på fuglenes normale aktivitet ligesom de kan påvirke fuglenes døgnrytme (Madsen 2001, Bregnballe m.fl. 2001, Bregnballe og Madsen 2004).

Tidspunkt på året har ligeledes betydning for hvilken effekt jagt har på fuglene. Fødemængden falder ofte gennem vinteren og dertil kommer, at der skal bruges mere energi, når temperaturen falder. Samlet betyder det, at fuglene er mere følsomme overfor forstyrrelser på dette tidspunkt af året (Goss-Custard m.fl. 2006). Øget fødebehov om vinteren kan få ederfugle til at reducere deres følsomhed over for jagt, da de om vinteren søger ind i Vadehavet for at æde blåmuslinger, selvom jagtintensiteten er stor (Laursen og Frikke 2008).

Fuglenes forøgede fødebehov om vinteren medfører ofte en faldende kondition, og en generel reduktion af deres overlevelsesrate i denne periode. Det er således ofte forholdene om vinteren som sætter begrænsninger for bestandenes størrelse. For at imødegå dette ophører jagttiden for de fleste arter ved midvinter. Selvom der drives jagt i de fleste europæiske lande, og selvom jagtintensiteten er stor mange steder, er det kun i få tilfælde vist, at jagt påvirker bestandene regionalt eller i hele deres udbredelse (Madsen og Fox 1995). I det samlede vadehavsområde er det således sandsynliggjort, at jagt har holdt antallet af stor regnspejle nede (Laursen 2005). For bramgås og mørkbuget knortegås har jagt frem til 1970'erne sandsynligvis reduceret arternes antal. Begge bestande steg efter at de to arter blev fredet (Ebbinge 1991).

5 Bufferzone

I erkendelse af, at der generelt mangler kendskab til de effekter som fritidssejlads har på fugles fødesøgning, opbygning af kropsreserver i form af bl.a. fedtdepoter, reproduktion og den eventuelle påvirkning af bestandene, er det blevet almindelig praksis at etablere bufferzoner omkring vigtige fødesøgningsområder i træktiden og omkring redesteder og kolonier i yngletiden (Rogers & Smith 1995, Ruddock & Whitfield 2007, Burger m.fl. 2010). Fuglearternes flugtafstand er et praktisk redskab i den forbindelse, og der er forskellige anbefalinger til hvilken beregning man kan benytte, f.eks. om det skal være den gennemsnitlige flugtafstand, den flugtafstand som 95 % af individerne har eller den maksimale flugtafstand (Fox & Madsen 1997, Laursen m.fl. 2005). I de tilfælde, hvor der er flere arter, man ønsker at beskytte (som det typisk er uden for yngletiden), anbefales det at bruge flugtafstanden for arten med den længste flugtafstand for et opnå den bedste beskyttelse. Flugtafstandene kan dog som nævnt variere i forhold til tidspunkt på året, fødemængde, vegetation og flokstørrelsen.

Herhjemme er bufferzoner benyttet flere steder for administrativt at reducere forstyrrelser fra jagt og sejlads. Ved etablering af Skjern Enge og regulering af sejladsen på Skjern Å, blev der foreslået at udlægge bufferzoner langs de største åløb for at minimere risikoen for forstyrrelser af de vigtigste rastepladser for fugle (Madsen m.fl. 1999). Etablering af bufferzoner er således almindeligt anvendt med henblik på at mindske effekten af færdsel ved vådområder, som f.eks. er det foreslået ved Gyldensteen på Nordfyn (Laursen & Holm 2013).

6 Zoneopdeling

En række undersøgelser har demonstreret, at en zoneopdeling, hvor friluftaktiviteter kun finder sted i visse områder, kan være et virksomt forvaltningsværktøj til reduktion af forstyrrelser. Zoneinddelingen sikrer, at fuglene kan flytte til den beskyttede del af vådområdet i perioder, hvor forstyrrelsesniveauet er højt. Når forstyrrelsesniveauet igen er lavt har de en kort afstand til de føderessourcer som de evt. måtte opgive at benytte på grund af forstyrrelserne.

I England har man undersøgt fuglenes forhold i Brent Reservoir (51 ha) i det nordvestlige London. Her raster op til 100 gråænder *Anas platyrhynchos* og troldænder gennem efteråret og vinteren på trods af, at der er et stort antal både (op til 80 både samtidig). Årsagen til at det har været muligt at sikre en sameksistens mellem sejlaktivitet og ænder skyldes, at en mindre del af søen er friholdt for sejlads på grund af lavt vand og bevoksning med siv og tagrør. Derved havde fuglene adgang til et refugie i perioder med stor sejlaktivitet på de åbne flader (Batten 1977).

Tilsvarende er zoneopdeling af lokaliteter til reduktion af forstyrrelser fra jagt og fritidssejlads implementeret eller foreslået i mange danske reservater og fredede områder, f.eks. i de jagt- og forstyrrelsesfire kerneområder, i Vadehavet, på Agger og Harboøre Tanger og i Arresø (Laursen 2013; Clausen m.fl. 2014, Laursen og Frikke 2013). Det er værd at bemærke, at zoneopdelingen har vist sig effektiv både på mindre lokaliteter, f.eks. søer, og i mere vidtstrakte, kystnære områder.

7 Diskussion sammenfatning

For henvend 30 år siden var jagt en af de største kilder til forstyrrelse af vandfugle, hvilket førte til en heftig diskussion mellem jægere og andre naturbrugere. Omfattende undersøgelser har siden bragt meget ny viden frem om effekter af jagt på vandfugle, hvilket bl.a. førte til oprettelsen af et omfattende reservatnetværk, som skulle sikre vandfuglene muligheder for at søge føde og rastepladser (Clausen m.fl. 2014). Siden er denne diskussion næsten forstummet, og i dag er der langt færre eksempler på konflikter mellem jagtudøvelse og forstyrrelse af vandfugle. På den anden side fremgår det af denne gennemgang, at den tilgængelige viden om fritidsaktiviteter og deres forstyrrende effekt på vandfugle er begrænset og ikke tilstrækkelig til på flere områder, at give kvalificeret rådgivning til forvaltere og myndigheder. Der er f.eks. ikke foretaget nogen grundig undersøgelse herhjemme af, hvordan fritidssejls foregår, dvs. hvilke typer af både der benyttes og hvordan de påvirker fuglenes brug af de kystnære, lavvandede naturtyper som er karakteristisk for landet nemlig fjord- og laguneområder. Registrering af de menneskelige aktiviteter er i dag ikke omfattet af de danske overvågningsprogrammer, f.eks. NOVANA. Derfor foreligger der ikke oplysninger om den aktuelle eller historiske forekomst af menneskelig aktivitet i den danske natur, herunder i NATURA 2000-områderne. Uden systematiske undersøgelser er det ikke muligt reelt at sammenligne forskellige friluftaktiviteters effekt på fuglene og eventuelle ændringer over tid. Det er således ikke muligt at kvantificere, hvor stor menneskelig aktivitet, der kan være i et område uden at skabe problemer, og hvordan aktiviteterne kan tilrettelægges, så de finder sted uden at forårsage forstyrrelse af vandfuglene.

De undersøgelser, som er lavet viser generelt, at de fleste typer af fartøjer får fuglene til at svømme væk og flyve op, samt at fartøjer med stor fart forstyrrer mere end langsomme fartøjer. Desuden viser flere undersøgelser, at de fartøjer der hyppigt skifter kurs opfattes som mere farlige end dem der sejler med en stabil kurs, og som holder sig til bestemte sejlruiter og render.

Desuden fremgår det, at undersøgelser af motorbådes effekt er mangelfulde. Det samme gør sig gældende for windsurfere og kitesurfere. Populariteten af disse er stigende, og ifølge engelske undersøgelser har de en stor forstyrrende effekt.

Det fremgår også, at det er vanskeligt at demonstrere en kausal sammenhæng mellem forstyrrelse og en påvirkning af en bestand af fugle. De fleste undersøgelser behandler fuglenes umiddelbare reaktion, men når det kommer til undersøgelser af påvirkninger af bestande, er der kun resultater for få arter, og disse drejer sig især om ungeoverlevelse og i få tilfælde omfatter de en hel lokalitet. Når forstyrrelsernes effekt skal vurderes for større geografiske områder som en region eller en bestand, er undersøgelser stort set manglende.

Den mangelfulde viden om fartøjernes brug demonstreres ved den simple form for beregning der er foretaget i Fig. 5. Her ydes der ikke retfærdighed over for f. eks windsurfere og kitesurfere, som sjældent sejler ad en lang rute, men derimod oftest bliver inden for samme areal. Det betyder, at påvirkningen af vandfuglene formentlig er mindre end den simple beregning viser. Alene derfor bør der udføres

undersøgelser, gerne i samarbejde med de forskellige grupper af udøvere, så de beregnede forstyrrelsesarealer er realistiske.

Vi ved, at nogle vandfuglearter er i stand til at kompensere for en vis mængde forstyrrelse, ved simpelthen at æde mere, når forstyrrelsen er overstået. Derimod er andre arter, som pibeand og blichøne, ikke i stand til at kompensere. For flertallet af arter har vi ikke kendskab til deres evne til at kompensere for effekterne af forstyrrelser. Dermed har vi ikke mulighed for at bregne hvor stor den reelle effekt er.

Danmark har i europæisk sammenhæng en enestående geografisk placering mellem de enorme yngleområder i nord og overvintringsområder i syd. Med store føderige, lavvandede havområder har vi nogle af de største forekomster af vandfugle i Europa uden for yngletiden. For mange arter udgør det en betragtelig andel af flere vandfuglearters samlede verdensbestand. Når vi samtidig ser stigende fritidsaktiviteter langs vore kyster, bør vi både af hensyn til befolkningens ønske om friluftsliv, og af hensyn til vores internationale forpligtigelser om at beskytte den righoldige fuglefauna, forøge vores viden om de effekter friluftslivet har på vore vandfugle. Øget viden om sammenhænge mellem vandbaserede fritidsaktiviteter og vandfuglene er den eneste måde hvormed der kan laves en vidensbaseret forvaltning til gavn for fugle og friluftsliv. Uden den nødvendige viden vil de forvaltende myndigheder ofte være tilbøjelige til at forbyde friluftaktiviteter ud fra et forsigtigheds princip, til skade for friluftslivet.

8 Referencer

- Anonymus 2012. A simple method for assessing the risk of disturbance to birds at coastal sites. Rapport from Suffolk Coast and Heaths ANOB, Natural England og Wildside Ecology.
- Arctander, P., Fjeldså, J. & Jensen, A. 1984. Sejlads med luftpudebåde, jagt og andre forstyrrelser af fugle og sæler ved Saltholm. Zoologisk Museum, København.
- Asferg, T. 2014. Vildtudbyttestatistikken for jagtsæsonen 2013/14. Notat fra DCE.
- Batten, L.A. 1977. Sailing on reservoirs and its effects on water birds. *Biol. Conservation*, 11: 49-58.
- Beale, C.M. & Monaghan, P. 2004. Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of applied Ecology* 41: 335-343.
- Bell, D.V. & Austin, L.W. The game-fishing season and its effects on overwintering wildfowl. *Biological Conservation* 33: 65-80.
- Blew, J. & Südbeck, P. 1996. Wassersport kontra Vodelschutz? Über die Auswirkungen winterlichen Surfens auf Waservögel am Dümmer und Steinhuder Meer in Niedersachsen. *Berichte zum Vogelschutz* 34: 81-105.
- Blumstein, D.T. 2006: Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. – *Animal Behaviour* 71: 389-399.
- Blumstein, D.T., Anthony, L.L., Harcourt, R. & Ross, G. 2003. Testing a key assumption of wildlife buffer zones. Is flight initiation distance a species-specific trait? *Biological Conservation*.
- Bregnballe, T. & Christensen, T.K. 1993. Menneskelige aktiviteter i Stavns Fjord i maj-juni 1991 og deres indflydelse på ederfuglenes fordeling, aktivitet og yngleresultat. Rapport, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Bregnballe, T., P.A.F. Rasmussen, K. Laursen, L. Kortegaard & J.P. Hounisen 2001: Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen: Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. – Faglig rapport fra DMU nr. 363.

- Bregnballe, T. & Madsen, J. 2004. Tools in waterfowl reserve management: effects of intermittent hunting adjacent to a shooting-free core area. *Wildlife Biology* 10: 261-268.
- Bregnballe, T., Madsen, J. & Rasmussen, P.A.F. 2004. Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. *Biological Conservation* 119: 93-104.
- Bregnballe, T., K. Aaen & A.D. Fox 2009a: Escape distances of staging waterbirds from human pedestrians in a Danish wetland. – *Wildfowl*, special issue 2: 115-130.
- Bregnballe, T., C. Speich, A. Horsten & A.D. Fox 2009b: An experimental study of numerical and behavioural responses of spring staging dabbling ducks to human pedestrian disturbance. – *Wildfowl*, special issue 2: 131-142.
- Burger, J. 1981. The effect of human activity on birds at a coastal bay. *Biological Conservation* 21. 231-241.
- Burger, J. 1998. Effects of motorboats and personal watercraft on flight behaviour over a colony of common terns. *Condor*, 100: 528-534.
- Burger, J. 2000. Conflict resolution in coastal waters: the case of personal watercrafts. *Marine Policy* 24: 61-67.
- Burger J, Gochfeld M, Jenkins CD, Lesser F (2010). Effect of approaching boats on nesting black skimmers: using response distances to establish protective buffer zones. *Journal of Wildlife Management* 74: 102-108.
- Caron, J.A. & Robinson, W.L. 1994. Responses of breeding Common Loons to human activity in Upper Michigan. In: Kerekes, J.J. (ed.) *Aquatic birds in trophic web of lakes*. *Hydrobiologia* 179/180: 431-438.
- Cresswell, W. & Whitefield, D.P. 1994. The effect of raptor on wintering wader populations at the Tynningharnie estuary, southwest Scotland. *Ibis* 136: 223-232.
- Chatwin, T.A., Joy, R. & Burger, A.E. 2013. Set-back distances to protect nestling and roosting seabirds off Vancouver Island from boat disturbance. *Waterbird* 36: 43-52
- Clausen, P., Bøgebjerg, S., Hounissen, J.P., Jørgensen, H.E. & Petersen, I K. 2004. Reservatnetværk for trækkende vandfugle. *Faglig rapport fra DMU*, nr. 490.
- Clausen, P., Holm, T.E., Therkildsen, O.R., Jørgensen, H.E. & Nielsen, R.D. 2014. Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010. Del 2: De enkelte reservater. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 236 s. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 132.
- Cooke, A.S. 1985. Effects of water Skiing upon waterfowl. Unpublished submission to the Bedfordshire and Huntingdonshire Naturalists Trust.
- Eskildsen, J. 1984. Færdsel og fugle på Ringkøbing Fjord. Fredningsstyrelsen, Miljøministeriet.
- Ebbinge, B.S. 1991. The impact of hunting on mortality-rates and spatial-distribution of geese wintering in the western Palearctic. *Ardea* 79: 197-209.
- Frikke, J. & Laursen, K. 1994. Forlandsjagt i Vadehavet. *Faglig rapport fra DMU*, nr. 102.
- Fox, A.D., Jones, A., Sibingleton, R., Agnew, A.D.Q. 1994. Food supply and the effects of recreational recreation disturbance on the abundance and distribution of wintering Pochard on a gravel pit complex in the southern Britain. *Hydrobiology* 179/280: 253-261.
- Fox, A.D. & J. Madsen, J. 1997: Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: Implications for refuge design. – *J. Appl. Ecol.* 34: 1-13.
- Frid, A. & L.M. Dill 2002: Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. – *Cons. Ecol.* 6(11).
- Friluftsrådet. 2013. FAKTA om friluftslivet i Danmark, København. 74 s.
- Gill, J.A., Norris, K. and Sutherland, W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97: 265-268.
- Gill, J.A., Sutherland, W.J. & Watkinson, A.R. 1996. A method to quantify the effects of human disturbance on animal populations. *Journal of Applied Ecology* 33: 786-792.

- Goss-Custard, J.D., Clarke, R.T., Durrell, S.E.A. le V. dit, Caldow, R.W.G., og Ens, B.J. 1995. Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird. II. Model predictions. *Journal of Applied Ecology* 32: 337-351.
- Goss-Custard, J.D., Triplet, P., Suer, F. & West, A.D. 2006. Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging birds. *Biological Conservation* 127: 88-97.
- Hill, D., Hockin, D., Price, D., Tucker, G., Morris, R. & Treweek, J. 1997. Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology* 34: 275-288.
- Hockin, D., Ounsted, M., Gorman, M., Hill, D., Keller, V. & Barker, M.A. 1992. Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. *Journal of Environmental Management* 36: 253-286.
- Hume, R.A. 1976. Reactions of goldeneyes to boating. *British Birds* 69: 178-179.
- Ingold, P., Kappeler, S. & Lehner, B. 1983. Zum Problem der Gefährdung der Vogelbestände an unseren Gewässern durch Erholung suchende Menschen. Der Einfluss der Spaziergänger; Fischer und Bootsfahrer auf das Brutgeschehen der Haubentaucher *Podiceps cristatus* am Grossen Mossee. Naturschutzinspektorat des Kantons Bern, Bericht 1982. *Mitt. Natf. Ges. Bern. NF* 40: 57-61.
- Jensen, S.B. 2011. Friluftslivets påvirkning af Vandet Sø. Konsekvensvurdering. Rapport, COWI.
- Jensen, F.S. & Skov-Petersen, H. 2008. Friluftslivets effekter på naturen. Dyre- og fugleagttagelser (1). Hvor mange og hvem ser på dyr og fugle? Videnblad nr. 4. skov- og Landskab, Københavns Universitet.
- Kahlert, J. 1994. Effects of human disturbance of Redbreasted Merganser *Mergus serrator*. *Wildfowl* 45: 222-231.
- Kahlert, J. 2006. Factors affecting escape behavior in moulting Greylag Geese *Anser anser*. *J. Ornithol.* 147: 567-577.
- Keller, V. 1989. Variations in the Response of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* to Human Disturbance – A Sign of Adaptation? *Biol. Conserv.* 49:31-45.
- Keller, E.K. 1991. Effects of Human Disturbance on Eider Ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine Habitat in Scotland. *Biological Conservation* 58: 213-228.
- Kirby, J., N. Davidson, N. Giles, M. Owen & C. Spray 2004: *Waterbirds & Wetland Recreation Handbook. A review of issues and management practice.* – Wildfowl & Wetlands Trust, Slimbridge, Gloucestershire.
- Koch, N.E. 1984). De Danske skoves anvendelse til friluftsliv. URT, nr. 3.
- Laursen, K., J. Salvig & J. Frikke 1997: Vandfugle i Vadehavet i relation til menneskelig udnyttelse 1980-1995. – Faglig rapport fra DMU nr. 187.
- Laursen, K. 2005. Curlews in the Wadden Sea – Effects of shooting Protection in Denmark. *Wadden Sea Ecosystem* no. 20: 171-183.
- Laursen, K., J. Kahlert & J. Frikke J. 2005: Factors affecting escape distance of staging waterbirds. – *Wildlife Biol.* 11: 13-19.
- Laursen, K. & Holm, T.E. 2011. Forstyrrelser af fugle ved menneskelig færdsel – en oversigtsartikel. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 105: 127-138.
- Laursen, K. 2013. Konsekvensvurdering af ændrede bestemmelser for færdsel på Arresø's beskyttede arter og naturtyper. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.
- Laursen, K. & Holm, T.E. 2013. Vurdering af færdsel ved det planlagte Gyldensteen Strand Vildtreservat. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.
- Liley, D., Cruickshanks, K., Waldon, J. & Fearnley, H. 2011. Exe Disturbance Study. Footprint Ecology, UK.
- Liley, D. & Fearnley, H. 2011. Bird Disturbance Study North Kent 2010/2011. Footprint Ecology.
- Linaker, R. 2012. Recreational disturbance at the Teesmouth and Cleveland Coast European Marine Site. University of York.

- Madsen, J. 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137 (suppl.) s67-s74.
- Madsen, J. 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology* 35: 386-397.
- Madsen, J., Madsen, A.B. & Petersen, I.K. 1999. Indpasning af rekreative aktiviteter i forhold til fugleliv og odder i Skjern Å Naturprojekt – en biologisk udredning. Faglig rapport fra DMU nr. 275. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Madsen, J. 2001. Can geese adjust their clocks? Effect of diurnal regulation of goose shooting. *Wildlife Biology* 7: 213-222.
- Madsen, J. 2002. Effekt af lystfiskeri på overvintrende troldænder I Store Kattinge Sø. Faglig rapport fra DMU, nr. 397.
- Mikola, J., Miettinen, M., Lehtikoinen, E. & Lehtila, K. 1994. The effects of disturbance caused by Boating on survival and behaviour of Velvet Scoter *Melanitta fusca* ducklings. *Biological Conservation* 67: 119-124.
- Møller, A.P. 2008: Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behav. Ecol.* 19: 1095-1102.
- Parr, D. 1974. The effect on wildfowl of sailing at Island Barn Reservoir. Surrey Report 1973: 74-78.
- Petersen, I.K. 1995. Vandfugles antal og fordeling i Det Sydfynske Øhav og Helnæs Bugt 1991-1992. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, nr. 130.
- Petersen, I.K. & Fox, T. 2009. Faktorer der påvirker fordelingen af sortænder I fædningsperioden I Ålborg Bugt. Rapport rekvireret af vattenfall Vindkraft. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Petersen, I.K., Nielsen, R.D., Therkildsen, O.R. & Kotzerka, J. 2015. Relationen mellem den geografiske fordeling af fældende havdykænder og menneskelige aktiviteter i Sejerøbugten. Sommeren 2014. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, 28 s.
- Platteeuw, M. & Henkens, R.J.H.G. 1997. Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl* 48: 2256-236.
- Pierce, G.J., Spray, C.J. & Stuart, E. 1993. The effect of fishing on the distribution and behavior of waterbirds in the Kukut area of Lake Sonkla, southern Thailand. *Biological Conservation* 66: 23-34.
- Regular, P.M. 2007. Expedition cruise ship and seabird colony interactions in Newfoundland and Labrador: conservation concerns and potential strategies. Nature Conservancy of Canada, Parks and Natural Areas Division, Department of Environment and Conservation, Government of Newfoundland and Labrador. 81 pp.
- Robinson, J.A. & Pollitt, M.S. 2002. Sources and extent of human disturbance to waterbirds in the UK: an analysis of Wetlands Bird Survey data, 1995/96 to 1998/99. *Bird Study* 49: 205-211.
- Rodgers Jr JA, Smith HT (1995). Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. *Conservation Biology* 9: 89-99.

-
- Ruddock, M. & Whitfield, D.P. 2007. A Review of Disturbance Distances in Selected Bird Species. Report from Natural Research, Scottish Natural Heritage.
- Skov-Petersen, H & Jensen, F.S. 2008. Friluftslivets effekter på naturen. Slitage af skovbunden II. Videnblad nr. 24. skov- og Landskab, Københavns Universitet.
- Stillman, R.A. & Goss-Custard, J.D. 2002. Seasonal changes in response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance. *Journal of Avian Biology* 33: 358-365.
- Stillman, R.A., West, A.D., Caldow, R.W.G. & Durrell, S.E.A. le V. dit 2007. Predicting the effect of disturbance on coastal birds. *Ibis* 149 (Suppl. 1), 9-14.

- Smart, J. & Gill, J.A. 2003. Non-intertidal habitat use by shorebirds: a reflection of inadequate intertidal resources? *Biological Conservation* 111: 359-369.
- Smit, C.J. & J.M. Visser 1993: Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. Pp 6-19 i N. Davidson & P. Rothwell (eds.): *Disturbance to waterfowl on estuaries*. – Wader Study Group Bull. 68, Special Issue: 6-19.
- Smith, H. 2004. The Effect of Kite Surfing on Wader Roost at West Kirby, Dee Estuary. <http://www.deeestuary.co.uk/decgks.htm>
- Vistad, I. 2013. Brettsegling, kiting og surfing på Lista. Norsk Institut for Naturforskning.
- Tind, E.T. & Agger, P. 2003. Friluftslivets effekter på nature i Danmark. Roskilde Universitet & Friluftsrådet
- Therkildsen, O.R., Andersen, S.M., Clausen P., Bregnballe, T., Laursen, K. & Teilmann, J. 2013. Vurdering af forstyrrelsestrusler i NATURA 2000-områder. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 52. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Tydeman, C.F. 1978. Gravel Pits as conservation areas for bird communities. PhD thesis. Bedford College UK Biodiversity Action Group 2001.
- Varnet, H. & Cookes, J.A. 1989. The effects of recreation on wildfowl at Llangorse lake, August-September 1989. Unpublished report, refereret fra Kirby m.fl. 2004.
- Vos, P., Pelzer, R.H.M. & Orleans, A.B.M. 1987. Recreatie en broedvogels in heidegebieden – strabrechse en groote heide. *Bos en Recreatie* 15. Afdeling Sociologisch Onderzoek t.b.v. Bos, Natuur & landschaop, Staatsbosbeheer, Utrecht.
- West, A.D., Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A., Caldow, RWG., Durrell, S.E.A. le V. dit & McGrorty, S. 2002. Predicting impacts of disturbance on shorebird mortality using a behavior-based model. *Biological Conservation* 106: 319-328.
- Westerberg, A.E. & Spray, C.J. 1996. Investigation the effects of angling and other recreational activities on waterbirds at reservoirs in North-east England. Unpublished manuscript, The Wildfowl & Wetlands Trust, Slimbrigde.
- White, G.J. 1986. KGV Reservoir. Effects of boardsailing. Unpublished report, refereret I Kirby m.fl.2004.
- White, G.J. 1993. An assessment of the wetlands resource of the Lee Valley Park with special reference to waterbirds. Lee Valley Regional Park Authority, London.
- Whitfield, D.P., Ruddock, M. & Bullman, R. 2008. Expert opinion as a tool for quantifying bird tolerance to human disturbance. *Biological Conservation* 141: 2708-2717.
- Åhlund, M. & Götmark, F. 1989. Gull Predation on Eider Ducklings *Somateria molissima*: Effects of Human Disturbance. *Biological Conservation* 48: 115-127.