

# Fotokjemisk nedbrytning av organiske miljøgifter i vann

## Del 1: Naturlige prosesser

Av Rainer G. Lichtenthaler.

Rainer G. Lichtenthaler er dr.rer.nat. og ansatt som avdelingssjef ved NIVA.

### 1. Innledning

Vår forståelse av organiske miljøgifters dannelse i industrielle prosesser, samt transport, virkning og nedbrytning i miljøet er fortsatt meget mangelfullt. Generelt hersker imidlertid oppfatningen at mengden av organiske miljøgifter som tilføres miljøet kan være langt større enn det som fjernes gjennom kjente naturlige prosesser (både kjemiske og biologiske).

På denne bakgrunn har myndighetene i Norge prioritert tiltak mot de miljøgifter som utfra dagens kunnskapsnivå har størst potensiale til å føre til endringer i økosystemer og ved human eksponering til å utløse helseskader (SFT, 1987). Effektive tiltak mot miljøgifter forutsetter utvikling av nye teknologier både når det gjelder mer miljøvennlige produksjonsprosesser og renseprosesser.

I denne artikkelen (del 1) beskrives det en rekke fotokjemiske prosesser som spiller en viktig rolle i den naturlige kjemiske nedbrytningen av organiske miljøgifter i vann. Del 2 i denne serien vil skissere muligheter for kunstig å stimulere slike prosesser med tanke på utvikling av renseteknologi.

### 2. Naturlige fotokjemiske nedbrytningsprosesser

Fotokjemisk nedbrytning av organiske komponenter i naturlig vann induseres av sollys og skjer enten direkte eller indirekte via en såkalt «sensitizer».

#### 2.1. Direkte Fotolyse

Den direkte fotolyseprosessen er begrenset til komponenter som selv absorberer lys. Ved lyseksposering vil slike komponenter bli overført til høyere energitilstander, der kjemiske bindinger kan brytes eller elektroner kan avgis. Komponentene blir således overført til radikalkationer eller radikaler som raskt reagerer videre med oksygen eller vann (oksidasjon). Slike reaksjoner er kjent fra mange organiske fargestoffer som bleker i sollys (Haag and Mill, 1987). Det tilsettes derfor ofte antioksidanter som forhindrer radikalreaksjoner.

I miljøsammenheng er denne prosessen interessant for miljøgifter som polyaromatiske hydrokarboner (PAH), petroleum, dioksiner m.m., som absorberer den mest energetiske delen av sollyset (290—400 nm). Forutsetningen for

den direkte fotolyseprosessen er imidlertid at komponentene befinner seg i løst form i overflatevann eller i vannets overflatehinne (f.eks. petroleum), slik at lyset kan nå fram. PAH og dioksiner er oftest bundet til partikler der lystilgangen kan være betydelig redusert. For PAH's vedkommende kan 10—30% av komponentene være løst i vann (Lee and Grant, 1981), og fotooksidasjon vil for denne fraksjonen være den viktigste nedbrytningsprosessen (EPA, 1980). Eksempelvis er det målt en halveringstid (nødvendig tid for å redusere konsentrasjonen til halvparten) for det kreftfremkallende stoffet Benzo(a)pyren i overflatevann på mindre enn 1 time i sollys (Mill, 1981).

Andre PAH-komponenter kan ha både kortere eller lengre halveringstid. Reaksjonshastigheten er direkte proporsjonal med lysintensiteten, men også avhengig av stoffenes evne til å omsette den absorberte lysenergien til reaksjon (kvantumutbytte).

## 2.2. Indirekte Fotolyse

Indirekte fotolyse skjer via såkalte «sensitizer», som er stoffer med evnen til å absorbere lys og til å overføre energien til andre komponenter som selv ikke absorberer lys. Komponentene vil så kunne oksidere på samme måte som beskrevet for direkte fotolyse.

En annen form for indirekte fotolyse er at energien fra en «sensitizer» kan bidra til å danne reaktive, tildels kortlevede mellomprodukter, så som singlet oksygen ( $^1O_2$ ), organiske peroxyradikaler ( $ROO\bullet$ ), superoksid ion ( $\bullet O_2$ ), hydrogen peroxid ( $H_2O_2$ ) og hydroxylradikaler ( $\bullet OH$ ). Slike reaktive komponenter er sterke oksidasjonsmidler

(oksidanter) og reagerer med en rekke organiske miljøgifter.

Den viktigste naturlige «sensitizer» i vann er humus, som absorberer sollys i bølgelengdeområdet 290 til ca. 600 nm. Mengden av lys absorbert, og evnen til å danne reaktive oksidanter varierer imidlertid avhengig av humus-type. På grunn av at de fleste oksidanter har en kort levetid vil oksidasjonsprosessene i vann kun foregå ved eksponering med sollys. I mørke vil konsentrasjonen av oksidantene være nærmest null.

## 3. Relativ betydning av de ulike fotokjemiske prosesser for nedbrytning av organiske miljøgifter

For å kunne bedømme den relative betydningen til de ulike fotokjemiske prosessene for nedbrytning av organiske miljøgifter er det nødvendig å ha kjennskap til konsentrasjonen av reaktive oksidanter i vann og til reaksjonshastigheten av spesifikke miljøgifter med disse (indirekte fotolyse). Dannelsen og konsentrasjonen av reaktive oksidanter i naturlig vann er avhengig av intensiteten til sollyset. På jordens overflate varierer den mye som funksjon av årstid, tid på dagen, breddegrad, tykkelsen på atmosfæren og ozonlaget, høyde over havet og skydekke.

Konsentrasjonen av oksidanter vil videre være bestemt gjennom prosesser som deaktiverer oksidanter («quenching»). Oksidantene kan f.eks. miste sin energi ved kollisjon med andre molekyler (uten at en kjemisk reaksjon inntreffer), eller ved reaksjon med en tilsvarende oksidant ( $2HO\bullet \rightarrow H_2O_2$ ). Slike prosesser vil ofte dominere over reaksjonen av oksidant med en spesi-

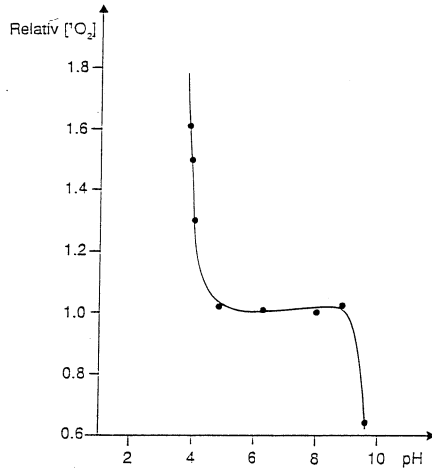
fikk miljøgift. I tabell 1 er det sammenliknet konsentrasjoner for de ulike oksidanter som kan forventes i humusholdig overflatevann (ca. 1 m dyp) en skyfri sommerdag med en sollysintensitet på ca. 1000 W/m<sup>2</sup>.

Oksidant	Konsentrasjon (Mol/l)
<sup>1</sup> O <sub>2</sub> (a)	5 · 10 <sup>-12</sup> - 10 <sup>-13</sup>
ROO · (b)	10 <sup>-9</sup> - 10 <sup>-10</sup>
O <sub>2</sub> ·· (c)	kun påvist
HO · (d)	~ 10 <sup>-16</sup>

Tabell 1. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av reaktive oksidanter i overflatevann ved en sollysintensitet på ca. 1000 W/m<sup>2</sup> (a) Haag and Hoigné, 1986, (b) Mill, 1982, (c) Cooper and Zika, 1983, (d) Haag and Hoigné, 1985).

Gjennomsnittskonsentrasjonene til oksidantene er altså meget lave selv om det dannes oksidanter med en hastighet som tilsvarer en konsentrasjon 10<sup>3</sup>–10<sup>5</sup> ganger høyere enn verdiene i tabell 1. «Quenchings»-prosessene holder konsentrasjonene nede. Dette er viktig for det biologiske liv. Uten «quenching» ville oksidantene bli anriket i vannet og være til skade for organismer. Også andre faktorer kan bidra til å redusere konsentrasjonen av reaktive oksidanter. Spesielt kan nevnes mangel på tilgang til oksygen, som f.eks. i oksygenfattig vann eller i oljefilmer på vann (Lichtenthaler, Haag and Mill, 1989).

Den naturlige dannelseshastigheten og «quenching»-prosessene av oksidantene kan være avhengig av vannets surhetsgrad. For eksempel kan forsurening av naturlige vannforekomster føre til en økning av singlet oksygen i vann som vist i figur 1.



Figur 1. pH-avhengighet av singlet oksygenkonsentrasjon i naturlig vann ved eksponering til sollys (Zepp et al., 1981).

Også andre uorganiske forurensninger kan føre til økte oksidantkonsentrasjoner. Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) kan for eksempel øke •OH-konsentrasjonen med en faktor på 7, når dens konsentrasjon økes fra 1 til 20 mg/liter (Russi et al., 1982; Haag and Hoigné, 1985).

Videre kan metalloksider i vann fungere som fotokatalysator i dannelsen av H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Kormann et al., 1988). H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> reagerer langsomt med organiske miljøgifter, men ved eksponering til sollys vil den spaltes i •OH-radikaler (Draper and Crosby, 1984), som har en meget høy reaktivitet.

Som nevnt tidligere er nedbrytningen av organiske miljøgifter ikke bare avhengig av oksidantkonsentrasjonen, men også av reaksjonshastigheten for spesifikke miljøgifter. Siden konsentrasjonen av miljøgifter i vann ofte er lave (ppb—ppm), vil reaksjonskinetikken for det meste være av 1. orden. For

direkte fotolyse gjelder følgende ligning:

$$\ln [C_0/C_t] = k_p \cdot t$$

(Mill, 1981; Zepp et al., 1981)

der  $C_0$  og  $C_t$  er konsentrasjonene av f.eks. en PAH-komponent ved tid 0 og  $t$  (sec) og  $k_p$  er den eksperimentelle reaksjonskonstanten ( $\text{sec}^{-1}$ ), som er proporsjonal med absorbert lysmengde. Den fotokjemiske halveringstiden  $t_{1/2}$  ( $C_t = 0.5 C_0$ ) kan således beregnes etter

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_p} [\text{sec}]$$

Ved indirekte fotolyse gjelder den samme ligning, men reaksjonskonstanten  $k_p$  er avhengig av oksidantkonsentrasjonen  $[\text{Ox}]$ :

$$k_p = [\text{Ox}] \cdot k_r$$

(der  $k_r$  er reaksjonskonstanten for en miljøgift med en oksidant i  $\text{Mol}^{-1} \text{sec}^{-1}$ ).

Utfra en rekke eksperimentelle forsøk både i laboratoriet og i felten er reaksjonskonstanter for en rekke forbindelser (bl.a. miljøgifter) bestemt (Wilkinson and Brunner, 1981; Ross et al., 1977; Bidski et al., 1985). Bl.a. danner dette grunnlaget for beregninger av den fotokjemiske halveringstiden av organiske miljøgifter i overflatevann. I tabellene 2, 3 og 4 gis det en oversikt over reaksjonskonstanter og halveringstider for en rekke organiske forurensningskomponenter både ved direkte og indirekte fotolyse.

Som vist i tabell 2 er halveringstiden/nedbrytningsraten for PAH i overflatevann relativt rask, selv om fotoreaksjonene er nokså lite effektive. Stort sett fører mindre enn 1% av den absorberte lysenergien til reaksjon (kvantumsutbytte). Men fordi PAH effektivt absorberer lys, vil reaksjonen allikevel føre til

korte halveringstider. Således er den direkte fotokjemiske nedbrytningen av PAH i vann av større betydning enn den biologiske.

Singlet oksygen reaksjonen vil kun for utvalgte komponenter/grupper ha betydning (tab. 3). Felles for slike komponenter er at de er elektronrike, noe som understreker den elektrofile karakteren til singlet oksygen. Typiske eksempler for komponenter med relativt kort halveringstid er organiske forbindelser med heteroatomer som oksygen.

Reaksjonsveien via peroxyradikaler ( $\text{RO}_2\bullet$ ) skjer hovedsakelig gjennom angrep på C-H eller C=C bindinger. Konsentrasjonen av  $\text{RO}_2\bullet$  i overflatevann er ca. 1000 ganger høyere ( $10^{-9}$  M/l) enn singlet oksygen, men reaksjonskonstantene er imidlertid lave. Noen viktige unntak er aromatiske aminer og fenoler (tab. 4), som har halveringstider målt i timer eller minutter.

Hydroxylradikaler ( $\bullet\text{OH}$ ) er meget reaktive med reaksjonskonstanter på  $10^9$ — $10^{10} \text{M}^{-1} \text{sec}^{-1}$  for de fleste organiske komponenter/miljøgifter. På grunn av den meget lave konsentrasjonen av  $\bullet\text{OH}$ -radikaler i overflatevann vil imidlertid halveringstiden for de fleste organiske komponenter ligge på 500 til 4000 timer ved kontinuerlig eksponering til sollys ( $1000 \text{W/m}^2$ ). Under naturlige forhold (begrenset lystilgang) betyr dette halveringstider på opptil flere år.

#### 4. Toksikologiske effekter som følge av fotokjemisk nedbrytning

Utfra et toksikologisk synspunkt er det interessant å se nærmere på hvilke typer produkter som dannes ved

Komponent	Reaksjonskonstante ( $\text{sec}^{-1}$ ) ved 366 nm eller 313 nm	Halveringstid i sollys (timer)
Naftalen	$1.8 \cdot 10^{-7}$	71
1-Metylnaftalen	$4.8 \cdot 10^{-7}$	22
Fenantren	$2.3 \cdot 10^{-6}$	8.4
Antracen	$8.3 \cdot 10^{-5}$	0.75
Pyrene	$1.4 \cdot 10^{-4}$	0.68
Chrysen	$2.2 \cdot 10^{-5}$	4.4
a) Naftacen	$4.3 \cdot 10^{-4}$	0.034
a) Benzo[a]pyren	$4.0 \cdot 10^{-4}$	0.54
Dibenzothiufen	$2.1 \cdot 10^{-6}$	94
Benzothiufen	$6.9 \cdot 10^{-6}$	28

Tabell 2. Reaksjonskonstanter og halveringstider for PAH i overflatevann via direkte fotolyse (Mill et al., 1981; Zepp and Schlotzhauer, 1979).  
a) Naftacen og Benzo[a]pyren har tilnærmet samme reaksjonskonstante ved 366 nm. Naftacen ( $\lambda_{\text{max}} = 470$  nm) absorberer imidlertid betydelig større mengder sollys enn Benzo[a]pyren ( $\lambda_{\text{max}} = 390$  nm). Dette er årsak til den kortere halveringstiden for Naftacen.

Komponent (gruppe)	Reaksjons- konstante (M <sup>-1</sup> sec <sup>-1</sup> )	Halveringstid i solllys ved [ <sup>1</sup> O <sub>2</sub> ] = 1 · 10 <sup>-12</sup> M/l
Alifater (hydro- karboner, ketoner, aldehyder, syrer, estere)	< 2 · 10 <sup>2</sup>	> 100 år
a)	a)	a)
Aromater	< 2 · 10 <sup>2</sup>	> 100 år
Olefiner (substi- tuerte el. sykliske)	2 · 10 <sup>5</sup> - 10 <sup>6</sup>	40 - 8 døgn
Organiske sulfider	7 · 10 <sup>6</sup>	27 timer
Imidazoler	4 · 10 <sup>7</sup>	4.8 timer
Furaner	1,4 · 10 <sup>8</sup>	1 time
Trialkylaminer	8 · 10 <sup>8</sup>	14 min.
Bilirubin (fargestoff)	7,5 · 10 <sup>8</sup>	20 min.
Histidin (pH=8)	~ 10 <sup>8</sup>	~ 1 time

Tabell 3. Reaksjonskonstanter og halveringstider for utvalgte komponenter/grupper i humusholdig overflatevann i sollys via singlet oksygen (<sup>1</sup>O<sub>2</sub>) reaksjon (Mill, 1982).

a) Utvalgte aromatiske enkeltkomponenter vil reagere betydelig raskere, som f.eks. 9, 10-dimetylantracen med en halveringstid på ca. 2 timer. Reaksjonen via (<sup>1</sup>O<sub>2</sub>) vil imidlertid være 10–100 ganger langsommere enn via direkte fotolyse.

Komponent (gruppe)	Reaksjons- konstante ( $M^{-1} \text{ sec}^{-1}$ )	Halveringstid i sollys (døgn) [ $RO_2 \cdot$ ] = $1 \cdot 10^{-9} M/l$
Hydrokarboner	0.01	$8 \cdot 10^5$
Olefiner/aldehyder	0.10	$10^3$
Alkoholer	0.01	$8 \cdot 10^5$
Benzyl	1	$8 \cdot 10^3$
Aromatiske Aminer	$1 \cdot 10^4$	0.8
Hydrokinon	$1 \cdot 10^6$	12 min.
Hydroxylamin	$1 \cdot 10^5$	120 min.
Hydroperoxid	$1 \cdot 10^5$	120 min.
PAH	$1 \cdot 10^3$	8

Tabell 4. Reaksjonskonstanter og halveringstider av utvalgte komponenter/grupper i humusholdig overflatevann i sollys via peroxyradikalreaksjon (Mill, 1982).

fotokjemisk nedbrytning av organiske miljøgifter, og hvilke effekter disse kan ha på det akvatiske miljø.

Arbeidet med å identifisere de kjemiske reaksjonsveiene og produktene som dannes er meget krevende. Foreløpig er kunnskapsmengden om dette meget begrenset, selv om årsaken til de fotokjemiske reaksjonene er relativt godt kartlagt (kap. 3). Dette skyldes hovedsakelig at reaksjonsveiene for hver enkelt organisk miljøgift er mangfoldige og komplekse og at det analy-

tiske verktøyet idag er lite utviklet for dette formålet.

Enkelte PAH-komponenter eksempelvis reagerer fotokjemisk kun i nærvær av oksygen, mens dette ikke er nødvendig for andre komponenter. Som regel fører reaksjonene til flere primære reaksjonsprodukter, som kan være relativt stabile eller bli oksidert videre til sekundære, tertiære o.s.v. produkter, noe som er avhengig av eksponeringstiden.

Av reaksjonsprodukter innen PAH-

familien som er identifisert kan nevnes epoksider, kinoner, hydroksilerte komponenter (f.eks. fenoler), aldehyder, ketoner og syrer. Felles for disse er at vannløseligheten øker betydelig i forhold til de opprinnelige komponentene. Dette er godt demonstrert ved sollys-eksponering av en oljefilm på vann, der foto-oksiderte produkter og ikke hydrokarboner utgjør den desidert største fraksjonen av komponenter oppløst i vannet (Tjessem et al., 1983). Tilsvarende kan det forventes at løseligheten av komponenter absorbert på partikler øker ved fotokjemisk oksidasjon. De fotokjemiske prosessene kan således bidra til økt biotilgjengelighet av organiske miljøgifter.

Av ovennevnte reaksjonsprodukter er epoksider, kinoner og fenoler de mest interessante i en toksikologisk sammenheng. Det er disse produktene som sannsynligvis er årsak til at det ofte kan registreres økte toksikologiske effekter i forhold til de opprinnelige komponentene. Slike produkter er et resultat av de primære eller sekundære reaksjonsprosessene. Høyere oksidasjonsprodukter (ketoner, aldehyder og syrer) har imidlertid reduserte toksikologiske effekter i forhold til de opprinnelige komponenter. Dette kan være forklaringen på at toksisiteten først øker ved eksponering av organiske miljøgifter med sollys, men at den deretter reduseres ved tilstrekkelig lang eksponering.

## 5. Oppsummering

Når en ser samlet på de forskjellige naturlige, fotokjemiske nedbrytningsprosessene og deres betydning for nedbrytningshastigheten av organiske miljøgifter, går det klart frem at direkte fotolyse spiller den viktigste rollen. Pro-

sessen forutsetter imidlertid at komponenter selv absorberer lys, som PAH, dioksiner og dibenzofuraner. Nedbrytning via singlet oksygen og peroxyradikal-reaksjoner er begrenset til utvalgte komponenter som h.h.v. olefiner/organiske sulfider/aminer/heterosykliske forbindelser og fenoler/aromatiske aminer.

Effektiviteten av de skisserte nedbrytningsprosessene gjelder for komponenter som er oppløst i vann. De miljøgifter som brytes ned via direkte fotolyse er ofte hydrofobe og bindes lett til partikulært materiale. Det kan forventes en viss utløsning av miljøgifter til vann over tid, men fordelingskoeffisientene går sterkt i favør for adsorpsjon på partikler. Det reiser seg derfor spørsmålet i hvilken grad fotokjemiske reaksjoner kan være av betydning for nedbrytning av miljøgifter adsorbert til partikulært materiale. Dette er et område som foreløpig er svært lite undersøkt (Miller, Hebert and Zepp, 1987). Behymer and Hites (1988) har undersøkt den direkte fotolysen av PAH på ulike typer flyveaske i atmosfæren. Resultatene viser at nedbrytningshastigheten er sterkt avhengig av partiklenes kjemiske sammensetning. På mineralrike, lyse partikler skjer det en rask nedbrytning (halveringstid på 0,3 til 50 timer, avhengig av PAH komponent), mens tilsvarende verdier for karbonrike, mørke partikler er betydelig lengre (halveringstid på 500—1000 timer). Om dette også gjelder for nedbrytning i vann gjenstår å undersøke.

Identifiseringen av de forskjellige naturlige reaksjoner for organiske miljøgifter, som katalyseres av lys, kan danne grunnlag for utvikling av renseteknologi. Mulighetene for å øke den fotokjemiske nedbrytningshastigheten



kan oppnås enten ved å tilføre mere lys (direkte fotolyse) eller gjennom tilsetninger som katalyserer dannelsen av reaktive foto-oksider (indirekte fotolyse). I så måte kan nedbrytningshastigheten økes drastisk for komponenter som under naturlige forhold er foto-

kjemisk nokså stabile. Dette vil bli nærmere omhandlet i del 2 av denne artikkelserien: Fotokjemisk Nedbrytning av Miljøgifter i Vann — Del 2: Muligheter for Utvikling av Fotokjemisk Renseteknologi.

## LITTERATUR

- Behymer, T.D. and R. A. Hites (1988): Photolysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Adsorbed on Fly Ash, *Environ. Sci. Technol.* 22, 1311—1319.
- Bielski, B.H., D.E. Cabelli, R.L. Arudi and A.B. Ross (1985): Perhydroxyl Radical and Superoxide ion in Aqueous Solution, *J. Phys. Chem. Ref. Data* 14, 1041—1100.
- Cooper, W.J. and R.G. Zika (1983): *Science* 220, 711—712.
- Draper, W.M. and D.G. Crosby (1984): *J. Agric. Food Chem.* 32, 231—237.
- EPA (1980): Ambient Water Quality Criteria for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, U.S. Environ. Protection Agency, Rep. 440/5-80-69, 193 pp.
- Haag, W.R., J. Hoigné, E. Gassmann and A. Braun (1984): Singlet Oxygen in Surface Waters, *Chemosphere* 13, 631—640 (Part 1) and *Chemosphere* 13, 641—650 (Part 2).
- Haag, W.R. and J. Hoigné (1985): Photosensitized Oxidation in Natural Waters via •OH Radicals, *Chemosphere* 14, 1659—1671.
- Haag, W.R. and J. Hoigné (1986): Singlet Oxygen in Surface Waters (Part 3), *Environ. Sci. Technol.* 20, 341—348.
- Haag, W.R. and T. Mill (1987): Direct and Indirect Photolysis of Watersoluble Azodyes, *Environ. Toxicol. Chem.* 6, 359—369.
- Kormann, C., D.W. Bahnemann and M.R. Hoffmann (1988): Photocatalytic Production of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Organic Peroxides in Aqueous Suspensions of TiO<sub>2</sub>, ZnO and Desert Sand, *Environ. Sci. Technol.* 22, 798—806.
- Lee, S.D. and L. Grant (eds.) (1981): Health and Ecological Assessment of Polynuclear Aromatic hydrocarbons, Pathotex Publ., Park Forest South, Illinois, 364 pp.
- Lichtenthaler, R.G., W.R. Haag and T. Mill (1989): Photooxidation of Probe Compounds Sensitized by Crude Oils in Toluene and as an Oil Film on Water, *Environ. Sci. Technol.*, 23, 39—45.
- Mill, T. (1982): Hydrolysis and Oxidation Processes in the Environment, *Environ. Toxicol. Chem.* 1, 135—141.

- Mill, T., W.R. Mabey, B.Y. Lan and A. Baraze (1981): Photolysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water. *Chemosphere* 10, 1281—1290.
- Miller, G.C., V.R. Hebert and R.G. Zepp (1987): Chemistry and Photochemistry of Low-volatility Organic Chemicals on Environmental Surfaces, *Environ. Sci. Technol.* 21, 1164—1167.
- Ross, A.B. and G. Fahrataziz (1977): Selected Specific Rates of Reactions of Transients from Water in Aqueous Solutions; Hydroxyl and Perhydroxyl Radicals and their Radical Ions, *Nation. Stand. Ref. Data System* 1977, 1—113.
- Russi, H., D. Kotzias and F. Korte (1982): *Chemosphere* 11, 1041—1048.
- Staehelin, J. and J. Hoigné (1985): Decomposition of Ozone in Water in the Presence of Organic Solutes, *Environ. Sci. Technol.* 19, 1206—1213.
- Statens Forurensningstilsyn (1987): *Miljøgifter i Norge, SFT-rapport nr. 79, utgitt av Statens Forurensningstilsyn, Oslo.*
- Tjessem, K. and A. Aaberg (1983): *Chemosphere* 12, 1373—1394.
- Wilkinson, F. and G. Brummer (1981): Rate Constants for  $^1\text{O}_2$  in Solution, *J. Phys. Chem. Ref. Data* 10, 809—999.
- Zepp, R.G., G.L. Baughman, P.F. Schlotzhauer (1981): *Chemosphere* 10, 119—126.
- Zepp, R.G. and P.F. Schlotzhauer (1979): Photoreactivity of Selected Aromatic Hydrocarbons in Water, in *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons*, P.W. Iones and P. Leber eds., Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.