

Enkele aspecten van de thermische verontreiniging van de Rijn m.b.t. de drinkwatervoorziening, nu en in de toekomst*)

1. Inleiding

De thermische verontreiniging van onze oppervlaktewateren staat de laatste jaren in toenemende mate in de belangstelling. Deze belangstelling is vooral ontstaan doordat de Samenwerkende Elektriciteits-Productiebedrijven (SEP) prognoses gemaakt hebben voor de toekomstige elektriciteitsbehoefte in Nederland [1]. In afb. 1 zijn deze prognoses weergegeven. Aan deze behoefte wordt over het algemeen nagenoeg uitsluitend door thermische centrales voldaan. Dit zal ook in de komende jaren zeker wel het geval blijven.

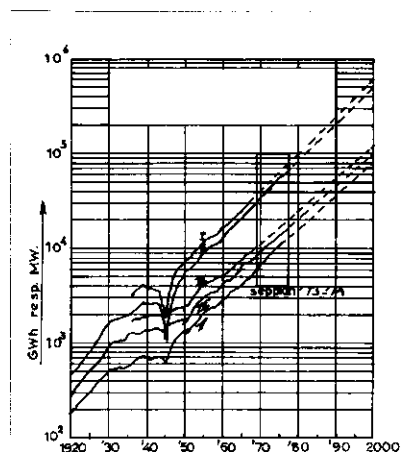
Bij thermische centrales zijn drie hoofdgroepen te onderscheiden, n.l.:

1. conventionele stoomturbine centrales;
2. kernenergie stoomturbine centrales;
3. conventionele gasturbine centrales.

Het thermisch rendement van deze typen is respectievelijk 35-40 %, 30 % en 20-25 %, hetgeen inhoudt dat grote hoeveelheden warmte verloren gaan. Bij de centrales die met stoomturbines werken, verdwijnt het grootste deel van de warm-

*) Opgesteld op verzoek van de Werkgroep Chemici van de Rijncommissie Waterleidingbedrijven en gepresenteerd voor de Contactgroep Wateronderzoek en Waterzuivering.

Afb. 1.



- I Jaarl. opgew. energie door industrie en openbare bedrijven (GWh)
- II Jaarl. opgew. energie door openbare bedrijven (GWh)
- III Opgesteld vermogen industrie en openbare bedrijven (MW)
- IV Opgesteld vermogen openbare bedrijven (MW)
- V Max. opgew. vermogen openbare bedrijven (MW)

te in het koelwater. Bij de gasturbine centrales verdwijnt dit in de atmosfeer. Het zal duidelijk zijn, dat er centrales gebouwd worden, die een hoog rendement hebben. Deze centrales hebben echter ook een grote hoeveelheid koelwater nodig.

Een conventionele stoomturbine centrale gebruikt ongeveer 50 m³/sec koelwater voor een vermogen van 1000 MW.

Een kernenergie centrale heeft 50 % meer nodig, n.l. 75 m³/sec voor een zelfde vermogen [2].

De koeling kan plaatsvinden op een vijftal manieren:

1. Stromend water koeling.

Dit water kan onttrokken worden uit rivieren zoals Rijn, Waal, Maas etc. Wanneer de verwarming tussen in- en uitlaat van de centrale 6 °C is, dan is er 50 m³/sec per 1000 MW elektrisch vermogen conventioneel nodig.

2. Oppervlakte koeling.

Wanneer het koelwater na opwarming opnieuw gebruikt moet worden, dan moet het eerst afgekoeld worden. Hiervoor is een groot wateroppervlak nodig, ca. 10 km² per 1000 MW elektrisch vermogen.

3. Gemengde koeling.

Het is ook mogelijk gebruik te maken van een combinatie van stromend water koeling en oppervlakte koeling.

4. Natte koeltorens.

Het koelwater kan na gebruik ook afgekoeld worden in zogenaamde koeltorens. Deze koeltorens hebben als voordeel dat het oppervlaktewater niet wordt opgewarmd. Als grote nadelen moeten echter genoemd worden:

- a. de hoge investerings- en hogere produktiekosten, tenminste 5 %;
- b. de gigantische afmeting van deze koeltorens, ca. 100 m in hoogte en diameter;
- c. de grote hoeveelheden waterdamp die ontwijken, beïnvloeden het klimaat vaak nadelig, zeker in de directe omgeving van de centrales (17.000 m³/sec aan waterdamp verzadigde lucht voor 1000 MW).

5. Droge koeltorens.

Het koelwater kan ook met behulp van lucht gekoeld worden. Deze methode heeft als nadeel dat deze koeltorens 2 maal zo groot zijn als de natte, terwijl de koelkosten ook

TABEL I

Koeltorens	10.000 MW
Bovenrivieren	20.000 MW
IJsselmeer	20 à 25.000 MW
Deltagebied	20 à 25.000 MW
Natuurlijke en kunstmatige meren	10.000 MW
Oppervlaktekoeling	
IJssel en Maas	10.000 MW
Benedenrivieren	10.000 MW
Estuaria	15.000 MW
Noordzee	10.000 MW
	135.000 MW
Noordzee op kunstmatige eilanden en Waddeneilanden	p.m.

circa 2 maal zo hoog zijn.

Daar de koeling voor centrales een essentieel onderdeel is bij de produktie van elektriciteit, heeft men in Nederland de aanwezige en mogelijk te installeren koelcapaciteit onderzocht. In tabel I is hiervan een overzicht gegeven [3].

Hieruit blijkt, dat de potentiële koelmogelijkheden voor een elektriciteitsproduktie van 135.000 MW aanwezig zijn, terwijl verwacht wordt dat in het jaar 2000 100.000 MW nodig zal zijn. Dit houdt in, dat in de toekomst alle koelmogelijkheden benut zullen gaan worden, tenzij andere opwekkingsmethoden ontwikkeld worden die een hoger rendement hebben.

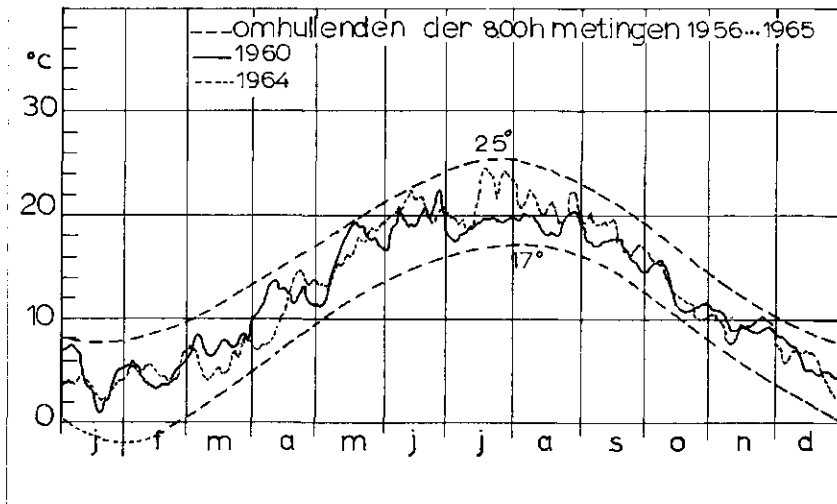
De situatie in Nederland is wat de koelmogelijkheden betreft gunstig te noemen ten opzichte van die in Duitsland.

In Duitsland zal de ontwikkeling op het gebied van de vraag naar elektriciteit zeker niet achterblijven bij die in Nederland. De toename van het elektriciteitsverbruik in Duitsland is, evenals in Nederland, op dit moment circa 10 % per jaar.

Het geïnstalleerde elektrisch vermogen in Duitsland bedraagt op dit moment ca. 50.000 MW, terwijl verwacht wordt dat dit omstreeks het jaar 2000 ca. 400.000 MW zal bedragen. Hiervan zal ongeveer 180.000 MW langs de Rijn worden gebouwd [4].

2. De verwarming van het water van de Rijn op dit moment

Reeds jaren lang wordt de temperatuur van het Rijnwater dagelijks gemeten. Het lijkt dan ook eenvoudig te kunnen constateren, of het Rijnwater op dit moment al dan niet in temperatuur is verhoogd. Uitvoerige berekeningen en beschouwingen hebben echter geleerd



Afb. 2.

dat de storende invloeden door ons klimaat — zowel op korte als op langere termijn — zo groot zijn, dat niet is vast te stellen of het Rijnwater nu reeds bij Lobith in temperatuur is verhoogd. Afb. 2 geeft in dit verband een indruk van de invloed van het jaargetijde op de temperatuur van het water [5].

De conclusie dat op dit moment de thermische verontreiniging van de Rijn nog onbelangrijk is, lijkt gewettigd, maar is op grond van het bovenstaande echter niet juist.

Het rivierwater dat in temperatuur verhoogd is door een lozing van warmte blijft immers niet dezelfde temperatuur behouden, maar koelt, door verdamping en warmteuitwisseling met de omgeving, weer af tot de natuurlijke temperatuur. Wanneer het koelend oppervlak tussen de laatste belangrijke warmtelozing stroomopwaarts en Lobith voldoende groot is, dan meten we daar geen toename van de temperatuur.

In afb. 3 is dit effect geïllustreerd aan de hand van het temperatuurverloop over een traject van 40 mijl van de Monongahelarijver (USA) [6].

We kunnen daarom niet volstaan met de meting van de temperatuur bij Lobith om te kunnen constateren of de thermische verontreiniging van de Rijn van enig belang is.

3. De verwarming van het water van de Rijn in de toekomst

De mate waarin de temperatuur van het Rijnwater verhoogd zal worden in de toekomst boven de natuurlijke temperatuur, hangt van een aantal factoren af. We noemen in dit verband:

- De grootte en het aantal elektrische centrales dat langs de Rijn gebouwd gaat worden.
- De mate waarin deze stromend water koeling toepassen.
- De omvang van de lozing van warm

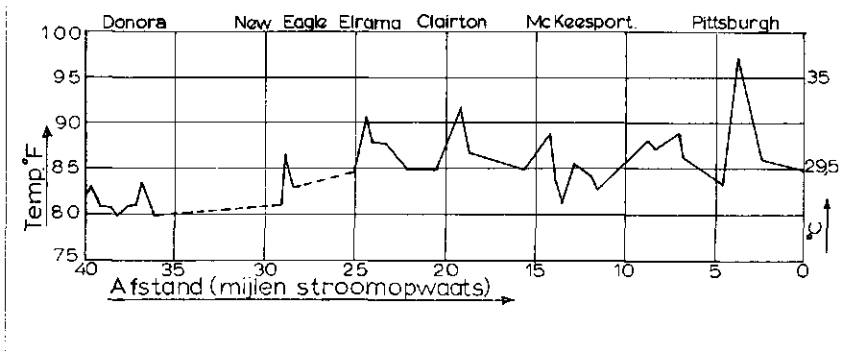
koelwater door de industrieën op de Rijn.

- Het koelend oppervlak dat tussen de verschillende warmtelozingen aanwezig is.
- De normen die gesteld zullen worden aan de maximaal toelaatbare temperatuur van het rivierwater.

Aan de hand van het volgende voorbeeld kunnen we ons een voorstelling maken van wat ons mogelijk te wachten staat. Wanneer men in Duitsland het vermogen van 180.000 MW, dat volgens de verwachting omstreeks 2000 aan de Rijn geïnstalleerd zal zijn, met kernenergie gaat opwekken en de condensoren met Rijnwater zal koelen, dan is 7000 m³/sec koelwater nodig bij een opwarming van 10 °C [4].

Daar de Rijn slechts bij uitzondering een debiet van 7000 m³/sec heeft en een grotere opwarming dan 10 °C rendementsverlies oplevert, is het duidelijk dat de elektrische centrales over moeten gaan op alternatieve koelmethode (zie afb. 4 waarin het rendement als functie van de koelwatertemperatuur is

Afb. 3.



weergegeven voor een centrale van 160 MW).

Stromend water koeling is echter tot nu toe de goedkoopste methode zodat men zo lang mogelijk deze methode zal blijven gebruiken. Het gevolg zal zijn dat in de wintermaanden stromend water koeling zal worden toegepast, terwijl men naarmate de watertemperatuur stijgt, een groter deel van de koeling verzorgt met alternatieve methoden. Het temperatuurverloop gedurende de jaargetijden zal naarmate de warmtelozingen toenemen van vorm veranderen, in die zin, dat het maximum naar de waarde neigt die de norm aangeeft, terwijl de periode waarin deze temperatuur optreedt, verlengd kan worden. Het minimum van de curve zal eveneens verhoogd worden.

Een complicerende factor in het geheel is het feit dat de belasting van de centrales gedurende een etmaal sterk varieert (zie afb. 5) [7]. De temperatuur van het rivierwater zal dus niet alleen van plaats tot plaats in de rivier verschillen, doch ook gedurende een etmaal wijzigen.

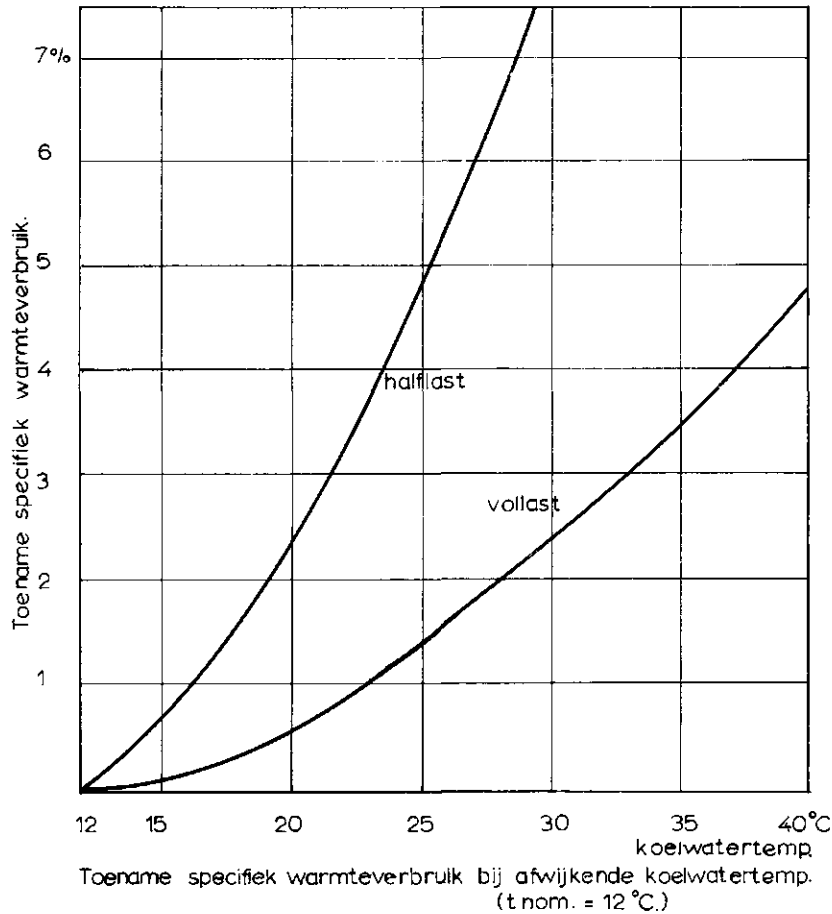
4. Normen

Langzamerhand ontstaan in Nederland normen voor de maximaal toelaatbare temperatuur die het rivierwater mag aannemen.

De waarde van 30 °C als maximaal toelaatbare grens wordt reeds officieus gehanteerd, terwijl 35 °C als maximum genoemd wordt voor de temperatuur die het te lozen koelwater mag aannemen. In hoeverre deze beide waarden ook in Duitsland zullen worden ingevoerd, is nog niet duidelijk.

De Internationale Rijncommissie heeft in november 1971 in dit kader geadviseerd om bij de in aanbouw zijnde en nog te bouwen krachtcentrales langs de Rijn en haar zijrivieren alternatieve mogelijkheden voor koeling voor te schrijven, zodat het Rijnwater niet verder opgewarmd zal worden.

De Arbeitsgemeinschaft der deutschen Länder zur Reinhaltung des Rheins besloot dat in West-Duitsland voor in aan-



Afb. 4.
Toename specifiek warmteverbruik bij afwijkende koeiwatertemperatuur ($t_{nom.} = 12\text{ }^{\circ}\text{C}.$)

bouw zijnde of nog te bouwen krachtcentrales in het geheel geen Rijnwater als koelwater mag worden gebruikt. In welke mate deze Arbeitsgemeinschaft de lozende bedrijven zijn wil op kan en

zal leggen, zal in de toekomst moeten blijken [8].

Op Europees niveau wordt in de Organisatie voor Europese Samenwerking en Ontwikkeling van de Raad van Europa

cen nota bestudeerd waarin als maximaal toelaatbare temperatuur voor oppervlaktewater $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ wordt voorgesteld. In de Verenigde Staten zijn door the National Technical Advisory Committee on Water Quality Criteria normen voor de maximum temperatuur, de maximum toelaatbare temperatuurswijziging in een bepaald tijdsbestek en een definitie van de mengzone, die optreedt na lozing van warm water, gegeven.

De Federal Water Quality Act staat de afzonderlijke Staten toe hun eigen kwaliteitsnormen aan te leggen vanwege de grote verscheidenheid in hydrobiologisch leven en optredende natuurlijke temperaturen [9]. De meeste Staten hanteren als norm voor de maximum temperatuur $68\text{ }^{\circ}\text{F}$ ($20\text{ }^{\circ}\text{C}$) voor de bescherming van koudwater vis en $83\text{ }^{\circ}\text{F}$ ($28,3\text{ }^{\circ}\text{C}$) tot $93\text{ }^{\circ}\text{F}$ ($32,8\text{ }^{\circ}\text{C}$) voor warmwater vis terwijl een maximale stijging van $4\text{ }^{\circ}\text{F}$ ($2,2\text{ }^{\circ}\text{C}$) tot $5\text{ }^{\circ}\text{F}$ ($2,8\text{ }^{\circ}\text{C}$) boven de natuurlijke temperatuur toelaatbaar is [10].

5. De gevolgen van de lozing van warm koelwater op de waterkwaliteit

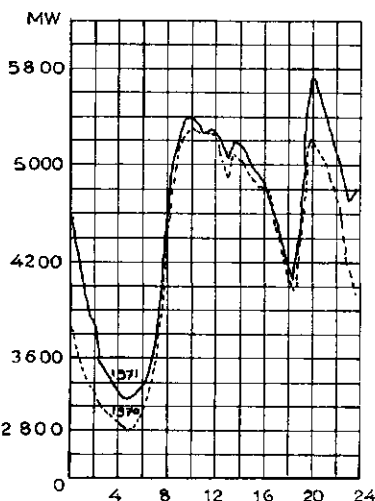
5.1 De zuurstofhuishouding

Het behoeft nauwelijks enig betoog dat het zuurstofgehalte van het water voor een gezond hydrobiologisch leefmilieu en dus ook voor de kwaliteit van het water van uitermate groot belang is. We zullen dan ook enkele effecten van de verwarming van het rivierwater op het zuurstofgehalte nagaan.

5.1.1 De oplosbaarheid van zuurstof

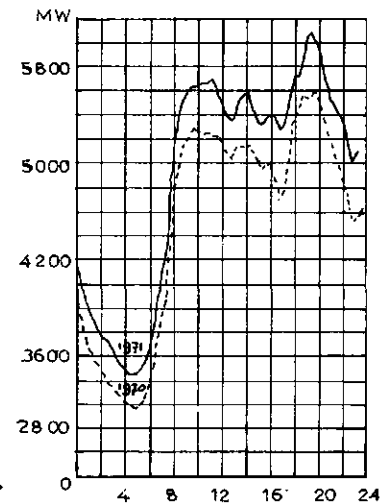
Bij atmosferische druk is de oplosbaarheid van zuurstof als aangegeven in tabel II afhankelijk van de temperatuur. Het koelwater, dat de condensoren van een stoomturbine gepasseerd is, heeft doorgaans een temperatuurstijging on-

Afb. 5.



◀ Dagbelastingkromme van Nederland op de derde woensdag in september 1970 en 1971.

Dagbelastingkromme van Nederland op de derde woensdag in oktober 1970 en 1971. ▶



TABEL II

temp. °C	0	5	10	15	20	25	30	35	40
mg/l O ₂	14,6	12,8	11,3	10,1	9,2	8,4	7,6	7,1	6,6

dergaan van 6 à 7 °C. Wanneer het koelwater verzadigd was aan zuurstof dan zal er na de verwarming zuurstof uit ontwijken, waardoor het zuurstofgehalte zal dalen.

5.1.2 Aëratie

In werkelijkheid is het Rijnwater nagenoeg nooit verzadigd aan zuurstof en leert de praktijk dat het zuurstofgehalte na passage van de condensors is toegenomen met enkele milligrammen per liter ten gevolge van de aanwezigheid van overstorten in de koelwaterafvoerkanaalen. In afb. 6 is dit effect weergegeven voor de Centrale Merwedehaven van het Gemeentelijk Energiebedrijf Dordrecht (500 MW).

5.1.3 De toename van het zuurstofverbruik t.g.v. biologische processen

Het zuurstofverbruik in de rivier ten gevolge van de omzetting van ammoniumverbindingen is één van de belangrijkste daar grote lozingen van ammoniak plaatsvinden, terwijl ammoniak voor de biologische oxidatie relatief veel zuurstof vergt. De activiteit van deze bacteriën (Nitrosomonas en Nitrobacter) die verantwoordelijk zijn voor deze omzetting, is sterk afhankelijk van de temperatuur. Beneden 8 °C is deze activiteit doorgaans betrekkelijk gering, terwijl hierboven hun activiteit met een factor 1½ à 3 per 10 °C temperatuurstijging toeneemt [11]. Dit houdt in, dat bij stijging van de watertemperatuur in de winter vooralsnog van een gunstig effect sprake zou zijn, in de zomer zou een ontoelaatbaar verdere daling van het zuurstofgehalte kunnen optreden.

Omtrent de optimum temperatuur voor de nitrificerende bacteriën, bestaat in de literatuur echter geen overeenstemming. Er wordt zelfs 22 °C genoemd als optimum (terwijl doorgaans 30 °C aangehouden wordt), zodat, wanneer dit inderdaad het geval is de verwarming van een water in de wintermaanden een gunstig effect zou hebben op de verwijdering van ammoniak.

Naast de omzetting van ammoniumverbindingen treedt ook oxidatie van organische stoffen op. De omzettingssnelheid van deze stoffen stijgt eveneens, zoals nagenoeg alle biochemische processen met een factor 1½ à 3 per 10 °C temperatuurstijging (ca. 5 % per °C). De invloed van bactericide stoffen zal bovengenoemde tendensen echter sterk kunnen beïnvloeden.

De reaëratiesnelheid van het water stijgt daarentegen slechts met 1 à 2 %, terwijl de zuurstof onderverzadiging, behorende bij een bepaald zuurstofgehalte per °C temperatuurstijging met 1,5 à 3 % af-

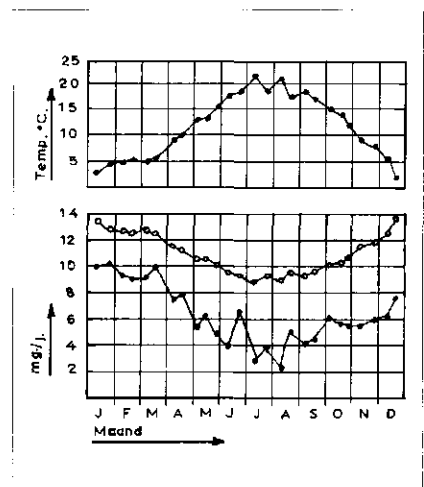
neemt. Dit houdt in dat de reaëratie bij verschillende temperaturen slechts weinig verschilt [12, 13].

Het gevolg van bovenstaande effecten kan zowel positief als negatief zijn voor de waterkwaliteit.

Het effect zal positief kunnen zijn, wanneer de lozing van biologisch afbreekbaar materiaal en de lozing van warm koelwater zodanig op elkaar afgestemd zijn, dat het zuurstofverbruik en de reaëratie met elkaar in een dusdanig evenwicht verkeren, dat er steeds een voldoende hoog zuurstofgehalte aanwezig is. De biologische zuivering in de rivier neemt hierdoor toe.

In werkelijkheid zal dit moeilijk realiseerbaar blijken, zodat de kans op anaërobie ten gevolge van de stijging van de watertemperatuur toeneemt. Dat dit effect zonder merkbare temperatuurverhoging reeds dreigt op te treden, blijkt uit afb. 7, waarin het zuurstofgehalte en de temperatuur gedurende het jaar 1968 in de Rijn is weergegeven [14].

In afb. 7a is een dergelijke situatie geschetst voor de Coosa River (USA) waar inderdaad anaërobie optrad [15]. Dysart heeft een studie verricht omtrent de gecombineerde effecten van lozingen in

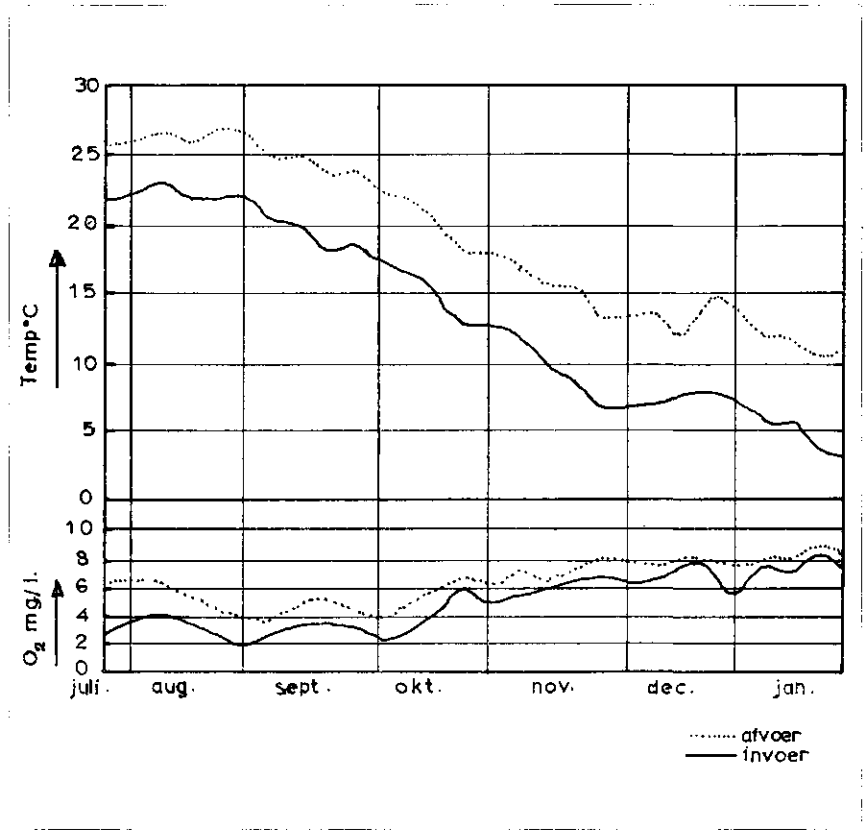


Afb. 7.

een riviersysteem op de waterkwaliteit [16].

Het plaatselijk optreden van anaërobie in de rivier is zeer ongewenst, omdat onder anaërobe omstandigheden grote hoeveelheden reuk- en smaakstoffen ontstaan, die later slechts moeizaam afgebroken of verwijderd kunnen worden. Ook de zeker optredende vissterfte bij anaërobie is om dezelfde redenen ongewenst, terwijl tevens door het verdwijnen van de vissen een deel van ons waarschuwingssysteem bij lozing van giftige stoffen wordt aangetast. Behalve de bacteriën hebben de voor-

Afb. 6.



komende algen ook hun invloed op de zuurstofhuishouding. Algen produceren overdag doorgaans meer zuurstof dan dat ze consumeren, 's nachts verbruiken ze echter slechts zuurstof.

Ook de kans op een massale bloei van algen wordt bij een hogere watertemperatuur eveneens groter. Het gevolg hiervan kan zijn, dat overdag een enorme zuurstofproductie optreedt, zó sterk zelfs, dat door oververzadiging zuurstof uit het water verdwijnt, terwijl 's nachts een sterke ademhaling optreedt, waardoor het zuurstofgehalte zo sterk daalt, dat een massale sterfte optreedt onder de hydrobiologische bevolking, terwijl anaërobie hierop volgt. Deze situatie heeft zich in Lake George reeds voorgedaan [17].

Bovenstaand effect treedt in versterkte mate op naarmate de graad van eutrofie toeneemt. De rivieren de Rijn en de Maas bevinden zich wat dit betreft in een zeer ongunstige situatie.

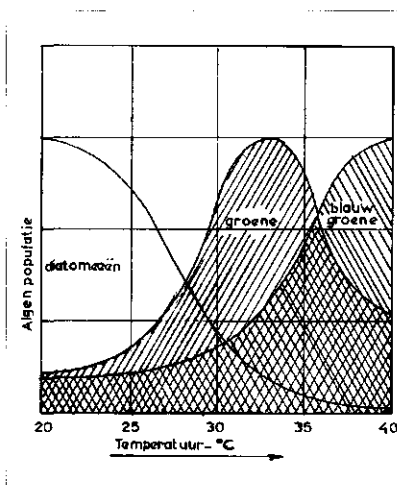
5.2 Algen

Onder punt 5.1.3 zijn reeds enkele aspecten van de invloed van een verhoging van de watertemperatuur aangeduid.

Hiernaast is echter minstens zo belangrijk het effect dat temperatuurverhoging heeft op de ontwikkeling van de verschillende typen algen [15].

De optimum temperatuur voor de groei van de diatomeeën *Nitzschia filiformis*, *Nitzschia linearis* en *Gomphonoma parvulum* is 22-26 °C. Voor de groenwieren *Ankistrodesmus falcatus*, *Coelastrum microsporium* en *Scenedesmus obtusiuscula* is resp.: 25, 30 en 35 °C. De blauwalg *Aphanocapsa thermalis* heeft 40 °C als optimum temperatuur.

In afb. 8 zijn kwalitatief de temperatuur-optima weergegeven voor de populatie van kiezelalgen, groenalgen en blauwgroenalgen. Deze afbeelding geeft duidelijk aan dat verhoging van de watertemperatuur ten gunste van de blauw-



Afb. 8.

algen werkt, hetgeen als een zeer nadelig effect beschouwd moet worden [18, 19]. Blauwalgen zijn immers producenten van onaangename reuk- en smaakstoffen, terwijl sommige soorten ook giftige stoffen produceren, waardoor o.a. vissterfte kan optreden.

5.3 Anaërobe processen in het bodemslib

De afbraak tengevolge van biologische processen van het bodemslib zal t.g.v. temperatuurstijging toenemen. Analoge processen, zoals de gisting van slib in rioolwaterzuiveringsinstallaties, worden met 6 à 10 % per °C temperatuurstijging versneld (boven 25 °C 2 à 4 %) [11]. Tijdens anaërobe processen komen doorgaans onaangenaam riekende en smakende producten vrij. Ook is het mogelijk dat zware metalen die aan het slib geadsorbeerd zijn, in toenemende mate vrijkomen. Een toename van dit effect in de rivieren is dan ook minder gewenst. In hoeverre dit effect een wezenlijke

bijdrage zal gaan leveren tot de verslechtering van de waterkwaliteit, is op dit moment moeilijk aan te geven.

5.4 Overlevingskansen van pathogene bacteriën en virussen

De overlevingskansen van een aantal pathogene bacteriën in water nemen af naarmate de temperatuur stijgt. Houston onderzocht bijv. de overlevingskansen van *Salmonella typhi* bij 0, 10, 18 en 37 °C [20]. Hij vond hierbij een levensduur van resp. 9, 5, 4 en 2 weken. De temperatuur is hierbij echter niet de enige parameter die van belang is. De overlevingskansen hangen echter van meerdere factoren af, zoals

- de aard en de hoeveelheid van de aanwezige suspenderende stoffen;
- de aanwezigheid van andere bacteriën, phagen, protozoën en andere predatoren;
- de lichtintensiteit;
- de aanwezigheid van bactericide stoffen.

Het komt echter ook voor, dat schadelijke bacteriën bij een hogere temperatuur juist grotere activiteiten vertonen, zoals *Clostridium Botulinum*. Deze bacteriesoorten veroorzaakten zeer waarschijnlijk de omvangrijke eendensterfte in het koelwaterkanaal van de elektrische centrales in Den Haag en Groningen. Doordat het water in de kanalen verwarmd werd tot soms boven 35 °C namen hierbij de levenskansen en mogelijkheden tot vermenigvuldiging van de *Clostridium Botulinum* type C dermate toe, dat de bovengenoemde eendensterfte optrad [15]. Deze ziekte schijnt op te treden in de nazomer in ondiepe wateren met algenbloei.

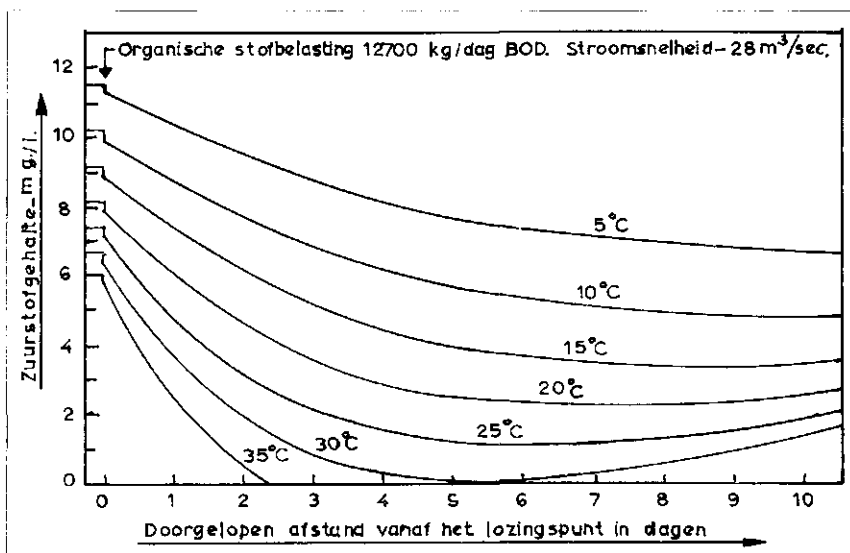
Omdat bepaalde typen van deze bacterie ook schadelijk zijn voor de mens, werpt deze zaak toch een bijzonder licht op de mogelijke gevolgen van thermische verontreiniging van onze rivieren.

Voor wat de overlevingskansen van virussen betreft, gelden vermoedelijk analoge regels als voor bacteriën. Bij verhoging van temperatuur neemt de overlevingskans van een aantal soorten virus af. Poynter toonde dit gedrag [20] voor het poliovirus 3 aan, doch ook andere virussen vertoonden dit gedrag. Het zou echter eveneens onjuist zijn uit bovenstaande te concluderen, dat de verhoging van de temperatuur van het rivierwater in dit verband een gunstige zaak is. In tegendeel, de uitzonderingen die er op de algemene tendens zeker zijn, kunnen ernstige gevolgen hebben. Een diepgaand onderzoek naar de levensduur en ontwikkelingskansen als functie van de temperatuur van zowel virussen als bacteriën is dan ook noodzakelijk.

5.5 Vissen

De vissen in onze rivieren zijn tot op dit moment een belangrijke schakel in ons waarschuwingssysteem bij lozingen van

Afb. 7a.



vergiften in de rivier. Als zodanig zijn ze voor de waterleidingbedrijven van groot belang.

De invloed van de verhoging van de temperatuur van het water op de gezondheid van vissen is voor een aantal soorten onderzocht, echter voornamelijk voor soorten die doorgaans niet in onze grote rivieren voorkomen [6], hoewel Downing en Merkens o.a. de invloed van de temperatuur bij de regenboogforel, de baars, de blankvoorn en de zeelt onderzochten [15].

De lethale temperatuur die voor elke vissoort verschillend is, is eveneens voor een aantal soorten onderzocht. Ook de snelheid waarmee de watertemperatuur in een bepaald tijdsbestek wijzigt, is van groot belang. De ene vissoort is in staat zich sneller aan te passen dan de andere soort.

Clark heeft omtrent deze effecten uitgebreide studies verricht [6].

In dit verband is het nuttig de visstand in de Rijn te inventariseren en de effecten nader te onderzoeken, die temperatuurverhoging of -wisseling op deze soorten heeft.

5.6 Veranderingen in het hydrobiologisch „evenwicht“

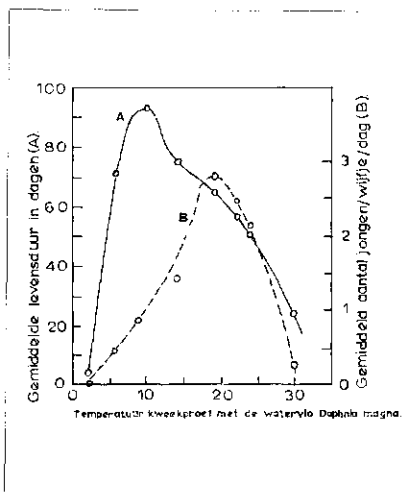
Onder punt 5.2 is de mogelijke verschuiving in de algenpopulatie als functie van de temperatuur aangeduid. Ook voor andere organismen geldt een optimaal temperatuurgebied (zie afb. 9 waarin de levensduur van *Daphnia magna* is weergegeven door Ringelberg [21]).

Er wordt hierbij echter ook gedacht aan Actinomyceten, die evenals de blauwalgen stoffen produceren die een zeer onaangename geur hebben. De bijdrage en de mogelijke bijdrage aan de slechte geur van het water in de Rijn is echter nauwelijks met enige zekerheid vastgesteld.

Dit betekent, dat wanneer wij wijzigingen aanbrengen in het verloop van de natuurlijke temperatuur gedurende de jaargetijden er verschuivingen zullen optreden in het hydrobiologisch „evenwicht“. Voor wat de algengroei betreft, kunnen we zeggen dat een temperatuurstijging het evenwicht naar de ongunstige kant kan doen verschuiven. De invloed van de temperatuurstijging van het water op het andere biologisch leven en de gevolgen hiervan voor de waterkwaliteit zijn nauwelijks te voorspellen.

5.7 De invloed op de temperatuur van het drinkwater

Het is gezien het voorgaande niet ondenkbaar, dat de temperatuur van het rivierwater in de toekomst gedurende langere tijd 30 °C of hoger zal zijn. Het is dan ook zinvol na te gaan, welke temperatuur het water bijv. zal aannemen na een verblijf in een spaarbekken, alvorens het na zuivering gedistribueerd wordt. De afkoeling in een spaar-



Afb. 9 - Temperatuur kweekproef met de watervlo *Daphnia magna*.

bekken kan berekend worden, onder aanname dat geen stratificatie optreedt volgens de formule [22]:

$$S_e = S_b \cdot e^{-\frac{AF}{Q}} \quad \text{waarin}$$

S_e, S_b = temperatuursurplus aan het eind, resp. begin van het doorlopen van het koelvlak (deg); (temperatuursurplus is het verschil tussen de werkelijke en de natuurlijke temperatuur)

A = het zelfkoelingsgetal van Wemelsfelder (10^{-5} Mcal/sec deg m^2)

F = het doorlopen koelvlak (m^2)

Q = het waterdebiet (m^3 /sec)

Bij een verblijftijd van 3 maanden in het spaarbekken, een diepte van 5 m en een natuurlijke temperatuur van 24 °C, zal de temperatuur aan het eind van het bekken nauwelijks van de natuurlijke temperatuur verschillen.

Wanneer de verblijftijd 3 maanden is en de diepte 20 m, dan zal de eindtemperatuur ongeveer 0,1 °C boven de natuurlijke temperatuur liggen.

De temperatuurstijging van het drinkwater ten gevolge van een verhoogde rivierwatertemperatuur, is dan ook bij toepassing van spaarbekken uiterst gering.

Dit houdt echter niet in, dat een doorstroomspaarbekken aanvankelijk niet gedurende enige tijd een verhoogde temperatuur kan hebben. Zo geldt bijv. voor een spaarbekken met een verblijftijd van 3 maanden en een diepte van 20 m — onder bovengenoemde condities — dat de temperatuurverhoging van het water pas na resp. 2 en 6 weken tot 3 °C en 1 °C is gereduceerd.

De afkoeling die optreedt bij infiltratie in de duinen is echter moeilijk in zijn algemeenheid te voorspellen, daar de vorm van het infiltratie-oppervlak sterk

van de situatie afhangt en zeer grillig kan zijn.

Samenvatting en conclusie

1. Het water van de rivier de Rijn is op dit moment — bij binnenkomst in ons land — niet merkbaar in temperatuur verhoogd. Dit houdt echter niet in, dat de Rijn en haar zijrivieren niet plaatselijk in temperatuur kunnen zijn verhoogd, daar na opwarming immers steeds afkoeling optreedt.

2. De prognoses die in Nederland en vooral in Duitsland worden gemaakt omtrent de benodigde capaciteit van de elektrische centrales omstreeks de eeuwwisseling, rechtvaardigen de gedachte dat tengevolge van de noodzakelijke koelmogelijkheden, de temperatuur van de rivier de Rijn aanmerkelijk zal kunnen stijgen.

Een rivierwatertemperatuur van 30 °C gedurende langere tijd op een aantal plaatsen, zal tot de mogelijkheden behoren. Het is in dit verband dan ook nuttig de temperatuur van de Rijn op een aantal plaatsen continu te meten en te registreren.

3. Het is van groot belang dat binnen afzienbare tijd internationale normen worden opgesteld, waarin de mate waarin thermische verontreiniging van de rivieren mag optreden, wordt vastgelegd, terwijl een inventarisatie van alle belangrijke warmte- en afvallozingen in de Rijn en haar zijrivieren eveneens van groot belang is.

4. Het ziet er naar uit dat de zuurstofhuishouding van de rivier de Rijn t.g.v. de lozing van koelwater in negatieve zin (althans zeker in de zomermaanden) zal worden beïnvloed door de intensivering van de biochemische processen in combinatie met het feit, dat de Rijn zwaar belast is met biologisch afbreekbaar materiaal.

Dit negatieve effect ten aanzien van de waterkwaliteit zou enigszins ongedaan gemaakt kunnen worden door bijv. degenen die verwarmd water lozen, te verplichten de verzadigingsgraad aan zuurstof op bijv. minstens 80 % te brengen, hetgeen bij elektrische centrales betrekkelijk eenvoudig te realiseren moet zijn. Onderzoek naar de invloed van temperatuurverhoging op bacteriologische omzetting van ammoniak en organisch materiaal is echter noodzakelijk. Vooral onderzoek in het Rijnwater zelf is van belang, daar er sterke aanwijzingen zijn dat aanzienlijke hoeveelheden bacteriostatische stoffen aanwezig zijn.

5. Een verhoging van de temperatuur van het rivierwater zal een verschuiving van het algenbestand, in de richting van blauwalgen, in de hand werken. Dit effect wordt versterkt door de hoge

graad van eutrofie, waarin de Rijn zich bevindt. Deze verschuiving is nadelig voor de waterkwaliteit. Het zal echter niet bij een verschuiving in het algenbestand blijven, doch het gehele biologisch evenwicht zal zich gaan wijzigen. De invloed hiervan op de waterkwaliteit is moeilijk te voorspellen.

Hydrobiologisch onderzoek omtrent de te verwachten effecten is dan ook noodzakelijk.

6. De levensduur en vermenigvuldiging van pathogene bacteriën en virussen wordt tengevolge van een temperatuurverhoging voor een aantal soorten verlaagd, doch er zijn ook soorten die een verhoogde activiteit aan de dag leggen (bijv. *Clostridium Botulinum*). Een diepgaande studie omtrent deze problematiek is dan ook alleszins verantwoord.

7. De temperatuurstijging van het gezuiverde rivierwater zal, wanneer er een spaarbekken van enige omvang in de zuivering is opgenomen, tengevolge van de optredende afkoeling van geen betekenis zijn.

De temperatuurverhoging van het ingelaten water kan in een spaarbekken gedurende enkele weken wel degelijk van belang zijn.

Literatuur

1. Went, J. J., *Water als koelmiddel voor elektriciteitsopwekking en de daaraan verbonden problemen*. H₂O (3) 1970 (4) 68.
2. Keller, K. J., *Discharge of waste heat*, chapter 2. Future Shape of Technology Publications 1971 (7) 17 (KIVI).
3. Keller, K. J., *Lozing van koelwater in de toekomst*. H₂O (3) 1970 (21) 533.
4. Wolfskehl, O., *Wasser und Kraftwirtschaft Gas und Wasserfach*, Wasser/Abwasser 111 (1970) 548.
5. Wemelsfelder, P. J., *Koelwaterlozing: een biologisch probleem?* Academia 27 aug. 1971.
6. Clark, J. R., *Thermal Pollution and Aquatic Life*, Scient. American (220) 1969 (3) 19.
7. Elektrotechniek 26 (1971) 1261.
8. Mededeling RIWA, december 1971.
9. Wright, J. H., *Power and Environment*. Proc. Amer. Power Conf. (32) 487, 1970.
10. Philbin, T. W., Philipp, H. D., *Thermal Effects Studies in New York State*. Proc. Symp. Environmental Aspects of Nuclear Power Stations 1970, 575.
11. Koolen, J. L., *Gevolgen van de lozing van grote hoeveelheden warm koelwater voor de kwaliteit van oppervlaktewateren*. Water 54 (1970) (8) 437.
12. Koolen, J. L., *Biological effects of Coolingwater discharge*. Future Shape of Technology Publications 1971 (7) 39 (KIVI).
13. Kooops, F. B. J., *Thermische verontreiniging als beperkende factor bij het toenemend elektriciteitsgebruik*. Chem. Weekbl. 66 (44) 1970, 42.
14. Werkgroep „De verontreiniging van Pannerdensch Kanaal, Neder-Rijn en Lek”. Aanbevelingen tot sanering 1970, 30.
15. Vellema-Groet I, *Koelwater*. TNO-nieuws 27 (1972) (1).
16. Dysart, B. C., *J. Water Pollution Control Fed.* aug. 1970. 1515.
17. Golterman, H. L., *Eutrofie van het oppervlaktewater, gevolgen van fosfaat eutrofiëring van het oppervlaktewater*. De Ingenieur 1970 82/46 (G 99).
18. Wright, J. H. et al., *The Impact of environmental radiation and discharge heat from nuclear power plants*. Proc. Symp. Environmental aspects of nuclear Power Stations 1970. 549.
19. Coutant, C. C., *Thermal Pollution - Biological Effects Reviews*. J. Water Pollution Control Fed. June 1971. 1292.
20. Holden, W. S. *Water Treatment and Examination*. 1970. 248, 277.
21. Ringelberg, J., *Thermische verontreiniging*. Academia 27 augustus 1971.
22. Wemelsfelder, P. J., *Wordt warmtelozing door centrales in de toekomst een probleem?* De Ingenieur 80 (51) (1968) B 179.