

**ASSESSMENT OF THE HETEROTROPHIC ACTIVITY OF SEDIMENT
AND WATER IN THE TISZA AND ITS TRIBUTARIES**
(A heterotróf aktivitás becslése a Tisza és mellékvizei üledékében és vizében)

J. HAMAR, GY. BORBÉLY

Hydrobiological Laboratory H-3384 Kisköre and Biological Research Center of the Hungarian
Academy of Sciences, H-6701 Szeged, Hungary

(Received May 29, 1980)

Abstract

The Tisza transports much suspended matter, especially in its periods of flood (Végyvári 1976, 1978). This suspended matter has a great bacterial content (Hamar 1976, 1977, Tóth and Hamar 1978). It is easy to understand that studies were started to elucidate the role of that great mass of (allochton?) bacteria in the life of the river.

According to Sorokin (1965), Kusnetsov and Romanenko (1966), Overbeck 1972a, 1974), Wetzel et al. (1972) heterotrophic activity is an essential element in aquatic ecosystems, and at the same time it is also assumable that it is basically involved in the selfpurification of rivers.

It has been regularly observed that the effect of the enormous mass of communal wastes of Szolnok demonstrable – chiefly on the basis of BOD₅ measurements – in a shorter section of the river than expected (unpublished data).

On the effect of the damming at the river barrages (Tiszalök, Kisköre), suspended matter together with bacteria settle out (Végyvári 1976, 1978, Hamar 1976, 1977, Tóth and Hamar 1978). This excessive settling out may result in the decrease of the heterotrophic activity and selfpurification capacity of the river (Hamar 1977).

One of the methods used for the measurement of heterotrophic bacterial activity is based on the incorporation of inorganic ¹⁴C (Romanenko 1964a, 1964b, Kusnetsov and Romanenko 1966, Sorokin and Kadota 1972). In our opinion, the ratio of inorganic C fixation can be put at 6%. This ratio may vary, however, according to the metabolic type, growth rate and organic substrate (Overbeck 1972b, 1974, Overbeck and Daley 1973, Cohen et al. 1977). Naguib (1977) found that the contribution of obligate methane-oxidizing bacteria to dark fixation is more important in the active phase of population.

Beside the bacteria the algae also assimilate organic materials in the dark (Hobbie and Wright 1965, Wright and Hobbie 1965a, 1965b, 1966, Wetzel 1968, Allen 1969).

Saunders (1969), McKinley and Wetzel (1969) assume that the chemoheterotrophic activity of algae is negligible, and it is the photoheterotrophic activity that should be taken into consideration. Allen (1969) using glucose and acetate substrates also found that the in situ chemoheterotrophic activity of algae was negligible. Similar results were obtained by Goldman et al. (1972) and Galloway et al. (1974) in regard of CO₂ uptake of algae. Special separation of algae and bacteria would be of course a satisfactory solution (Kusnetsov and Romanenko 1966) though some authors think it difficult to realize (Overbeck 1972a, 1974, Overbeck et Daley 1973, Cohen et al. 1977).

Despite these difficulties, the results in connection with the estimation of heterotrophic activity have also concretely evidenced the important role of bacteria in the ecosystem.

The samples were collected during the studies along the longitudinal section (*Bancsi* 1981). a) The upper 1 cm layer of off-shore sediment was cored with a test-tube of cut off end. Each sample was put into a test tube and 5 ml of above-sediment water was added to it following inactivation. The test-tube was kept in darkness, and after the addition of 1 ml $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ ($3,38 \cdot 10^5$ cpm ml^{-1}) in situ incubation for 24 h followed. The sample was fixed with 1 ml neutralized formalin. In the laboratory the material was shaken up and 0.5 ml of it was filtered (Millipor, 0.45μ). Washing was performed with TCA. The filter with the filtered sediment was digested in 4 ml 2N KOH-ethanol solution in a water bath of 50°C for four hours. From the digested solution 100 μl was put into the scintillation mixture and the activity was measured by the liquid scintillation method. For quench correction, external ^{14}C standard was used. b) The activity of 15 ml above-sediment water was measured. The method applied was similar to that used in the case of sediment, but the digestion with KOH-ethanol was omitted.

Formalin- and TCA-pretreated control showed no activity. Heterotrophic activity was computed by using the *Sorokin* and *Kadota* method (1972).

With a view to make comparison better, the results are given in $\mu\text{gC ml}^{-1} \text{ day}^{-1}$, $\text{mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ resp. $\text{mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ dimensions.

Extremities of ecological parameters characterized the Tisza (Table, Fig. 1). In this, besides floods and periods of lasting low rate of flow, dammings were also involved.

For the first period of damming in the river barrage of Kisköre (damming of river-bed) a linear relation between suspended matter content and bacterial count was characteristic (Fig. 2) which is practically indicative of the fact that the autochthon bacterioplankton of dammed water had not yet developed in place of the bacterioplankton characteristic of the river, which settled out during damming.

In the course of these studies (Aug. 27–Sept. 15, 1979) pH of sediment varied from 5.8 to 7.7 and on the basis of redox potential, the upper layer of sediment could be regarded as slightly oxidized (*Bancsi, Szitó, Végvári*, 1981).

In the water, heterotrophic activity varied from 9.3 to 170 $\text{mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$, while in the upper 1 cm layer of sediment from 86.3 to 347.3 $\text{mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ (Table 2).

Computing with identical volumes, it can be stated that the activity of sediment was about thousand times greater than that of the water above it. For the sake of comparison, data of some other measurement are also presented (Table 3).

Tilzer (1972) and *Dokulil* (1975) found a relatively good correlation between heterotrophic activity and bacterial biomass in lakes. A significant correlation between bacterial count and V_{max} was found by *Morgan* and *Kalff* (1972) in high arctic lakes. During the present study no correlation was observed either between heterotrophic activity and bacterial count of sediment (*Tóth* 1981) [Fig. 3] or between *Clostridium* count g^{-1} wet weight (*Hegedüs* 1981) and the count of coliforms g^{-1} wet weight (*Estók* 1981). Independently of this, it must be noted, that on the basis of studies performed so far bacterial content and heterotrophic activity of sediment were about thousandfold those in the water.

Heterotrophic activity is considerably influenced by temperature (*Allen* 1969, *Wetzel* et al. 1972, *Hall* et al. 1972, *Morita* 1975, *Bott* 1975, *Tison* et al. 1980). *Hargrave* (1969) found a logarithmic correlation between bacterial respiration of sediment and temperature. In our case, examination of the cooling water canal of the heat power station of Leninváros which is fed with Tisza water showed that on the effect of higher

temperatures, heterotrophic activity increased in the sediment, particularly in the water (Table 4).

Heterotrophic activity may be basically influenced by the oxidizable organic substrate (Wetzel et al. 1972, Overbeck et Daley 1973, Hargrave 1978). Hargrave (1973) found correlation between oxygen optake of sediment and organic matter content. In our case there was also an acceptable correlation between the dark heterotrophic activity and chemical oxygen demand ($\text{COD}_{\text{KMnO}_4}$) of sediment (Fig. 4). On this basis, the polluted tributaries, the Lónyai canal and the Zagyva furnished the highest values (347.3 and 336.7 $\text{mg C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$).

The Sajó was not examined. In the Tisza, the activity of sediment varied from 86.3 to 201.5 $\text{mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$

The P/B ratio of bacterioplankton was found to vary from 0.2 to 3.7 in the Rybinsk reservoir (Kusnetsov and Romanenko 1966), and in the water of the Pacific ocean at Peru from 0.2 to 1.7 (Sorokin and Mikheev 1979). In earlier studies on the Tisza values for P/B ($\text{mgCm}^{-3} \text{ day}^{-1} / \text{mgCm}^{-3}$) were 0.15 and 0.396 at Kisköre (Hamar–Herodek unpublished data). During this study, P/B ratio of bacterioplankton was 0.1 at Kisköre. P/B ratios ($\mu\text{gCml}^{-1} \text{ day}^{-1} / \mu\text{gCml}^{-1}$) were surprisingly low in the sediment of the Tisza with values ranging from 0.0032 to 0.026. The same value in the Lónyai canal was 0.107.

Bevezetés

A Tisza különösen sok lebegő anyagot szállít, főleg áradásai idején (Végyári 1976, 1978), ugyanakkor a lebegő anyagnak igen nagy a baktérium tartalma (Hamar 1976, 1977, Tóth and Hamar 1978). Érhetően felvetődött az a kérdés, hogy ez a nagy mennyiségű (allochton) baktérium tömeg milyen szerepet játszik a folyó életében.

Sorokin (1965), Kusnetsov és Romanenko (1966), Overbeck (1972a, 1974), Wetzel et al. (1972) szerint a heterotróf aktivitás a vízi ökoszisztémák lényeges eleme, egyben fel kell tételeznünk, hogy a folyó természetes tisztulásában döntő jelentőségű lehet.

Rendszeresen tapasztalt tény, hogy Szolnok város tekintélyes mennyiségű szennyvizének hatása – elsősorban BOI_5 alapján – rövidebb szakaszon mutatható ki, mint ahogy azt várnánk (nem publikált adat).

A vízlépcsők (Tiszalök, Kisköre) duzzasztó hatására a lebegő anyag és vele együtt a baktériumok kiülepednek (Végyári 1976, 1978, Hamar 1976, 1977, Tóth and Hamar 1978).

A nagymértékű kiülepedés a heterotróf aktivitás és a folyó természetes tisztuló képességének csökkenését eredményezheti (Hamar 1977).

A heterotróf bakteriális aktivitás mérésének egyik módszere az inorganikus ^{14}C inkorporációján alapul (Romanenko 1964a, 1964b, Kusnetsov und Romanenko 1966, Sorokin and Kadota 1972). Véleményük szerint az inorganikus C fixálási arányát 6%-nak tekinthetjük. Többen felhívják a figyelmet arra, hogy ez az arány változó is lehet, mert függhet a metabolikus típustól, a növekedési rátától és az organikus szubsztrátumtól is (Overbeck 1972b, 1974, Overbeck et Daley 1973, Cohen et al. 1977). Naguib (1977) azt találta, hogy az obligát metánoxidáló baktériumok sötét fixálási aránya a populáció aktív fázisában sokkal jelentékenyebb.

Sötétben a baktériumok mellett az algák is vesznek fel szerves anyagot (Hobbie and Wright 1965, Wright and Hobbie 1965a, 1965b, 1966, Wetzel 1968, Allen 1969).

Saunders (1969) és McKinley és Wetzel (1979) feltételezik, hogy az algák kemoheterotrófikus aktivitása elenyésző és inkább a fotoheterotrófikus tevékenységüket kell figyelembe venni. Allen (1969) glükóz és acetát szubsztrátumot használva ugyancsak arra

a megállapításra jut, hogy az algák in situ kemoheterotrófikus aktivitása elhanyagolható, hasonló eredményt kapott Goldman et al. (1972) és Galloway et al. (1974) az algák sötét CO₂ felvételét illetően. A megnyugtató megoldás természetesen a baktériumok és az algák térbeli elkülönítése lenne (Kusnetsov und Romanenko 1966), bár többek véleménye szerint ez nehezen oldható meg (Overbeck 1972a, 1974, Overbeck et Daley 1973, Cohen et al. 1977).

Mindezen nehézségek ellenére a heterotróf aktivitás becslésének eredményei konkrétan is bizonyítják a baktériumok ökoszisztémában betöltött szerepének jelentőségét.

Módszer

Mintákat a hosszanti szelvény vizsgálata során vettük (Bancsi, Szitó, Végvári 1981).
a) A part közeléből, levágott végű kémcsővel szűrtük ki az 1 cm-es felső réteget. Az üledék felett levő vízből inaktiválás után 5 ml-t adtunk hozzá.

Egy órán át sötétben tartottuk a kémcsövet, majd 1 ml Na₂ ¹⁴CO₃-t hozzáadva (3,38.10⁵ cpm ml⁻¹) in situ 24 órán át inkubáltunk, a minta fixálása 1 ml semlegesített formalinnal történt. Laboratóriumban az anyagot összeráztuk és filteren 0,5 ml-t szűrtünk át (Millipor, 0,45 μ).

A mosást TCA-val végeztük. Az átszűrt üledéket tartalmazó filtert 4 ml 2N KOH-etanol oldatban négy órán keresztül 50 °C-on tartottuk vízfürdőben. A feltárodás után az oldatból 100 μl-t tettünk a scintillációs keverékbe és folyadék scintillációs módszerrel mértük az aktivitást. A quench korrekcióhoz külső ¹⁴C standardot használtunk.

b) Az üledék feletti vízből 15 ml-nek mértük meg az aktivitását. Hasonló módszert alkalmaztunk mint az üledék esetében, de mellőztük a KOH-etanosos feltárást.

A formalinnal és TCA-val előzetesen kezelt kontroll nem mutatott aktivitást. A heterotróf aktivitást Sorokin és Kadota (1972) módszerével számoltuk ki.

A jobb összehasonlítás érdekében az eredményeinket μgC ml⁻¹ nap⁻¹, mgC m⁻³ nap⁻¹ illetve mgC m⁻² nap⁻¹ dimenziókban adjuk meg.

Eredmények

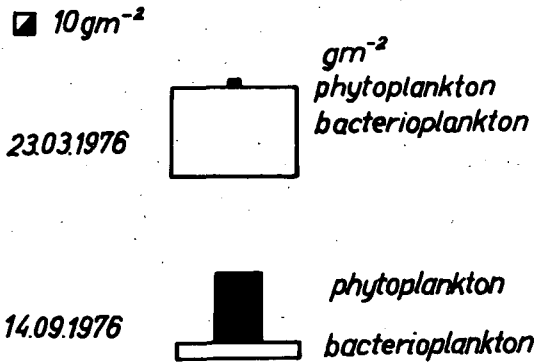
A Tiszára az ökológiai paraméterek szélsőségessége a jellemző (1. táblázat, 1. ábra). Ebben az áradások és a tartósan kis vízhozamú időszakok mellett a duzzasztások is szerepet játszanak.

1. táblázat. A Tisza néhány jellemző paraméterének minimum és maximum értékei a középső szakaszon 1973–1977 között (Hamar 1977)

Table 1. Minima and maxima of some characteristic parameters of the Tisza in its middle reach between 1973 and 1977 (Hamar 1977)

1 – Stream flow at Kisköre; 2 – Suspended matter; 3 – Total bacterial count; 4 – Bacterial biomass; 5 – Total algal count; 6 – Phytoplankton biomass; 7 – Chlorophyll a;
8 – Primary productivity

| | minimum | maximum |
|---|--------------------|----------------------|
| 1. Vízhozam Kiskörénél m ³ /sec | 50 | 3500 |
| 2. Lebegő anyag mg/l | 4,2 | 1911 |
| 3. Összbaktérium szám 10 ⁶ ind./ml | 4,8 | 193 |
| 4. Baktérium biomassa g/m ³ (nedvesség) | 0,88 | 43,9 |
| 5. Össz-algaszám ind/l | 18.10 ³ | 17,6.10 ⁶ |
| 6. Fitoplankton biomassa g/m ² (nedvesség) | 0,061 | 85,43 |
| 7. a klorofill mg/m ³ | 0,51 | 90,4 |
| 8. Elsődleges termelés gC m ⁻² nap ⁻¹ | 0,01 | 5,93 |



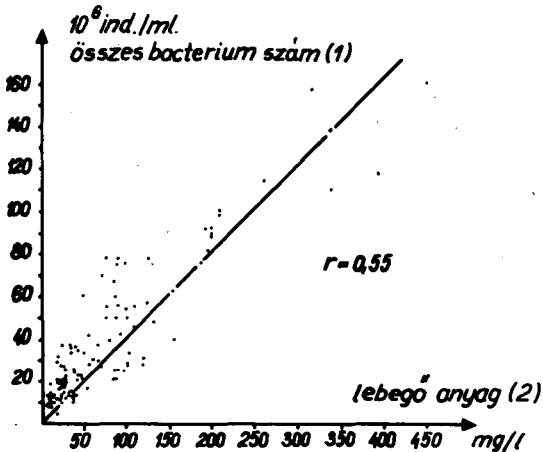
1. ábra. A Tisza bakterio- és fitoplankton biómasszája Kiskörénél áradáskor (felső ábra) és nyári duzzasztás idején (alsó ábra) [Hamar 1977]

Figure 1. Bacterial and phytoplankton biomass of the Tisza at Kisköre in period flood (upper figure) and during summer damming (lower figure) [Hamar 1977]

A Kiskörei vízlépcső duzzasztásának első időszakára (mederduzzasztás) jellemző, hogy a lebegőanyag-tartalom és a baktériumszám lineáris összefüggést mutat (2. ábra), mintegy jelezve, hogy a duzzasztás által kiüledett, folyóra jellemző bakterio-plankton helyett nem fejlődött ki a tározott víz autochton bakterio-planktonja.

Jelen vizsgálat során (1979. aug. 27–szept. 15.) az üledék pH-ja 5,8–7,7 között változott, a redox potenciál alapján az üledék felső rétege enyhén oxidáltnak tekinthető (Bancsi, Szitó, Végvári 1981).

A heterotrof aktivitás a vízben $9,3\text{--}170\text{ mgC m}^{-3}\text{ nap}^{-1}$, az 1 cm-es felső üledék



2. ábra. A lebegő anyag és a baktériumszám összefüggése a Tisza középső szakaszán 1975-ben [Tóth and Hamar 1978]

Figure 2. Correlation between suspended matter and bacterial count in the middle reach of the Tisza in 1975 [Tóth and Hamar 1978]

(1) = total bacterial count, (2) = suspended matter

rétegben 86,3–347,3 mgC m⁻² nap⁻¹ között változott (2. táblázat). Azonos térfogattal számolva megállapítható, hogy az üledék aktivitása mintegy ezerszerese a felette levő víznek. Összehasonlításként néhány mérés adatait is közöljük (3. táblázat).

2. táblázat. Sötét heterotróf aktivitás mért eredményei (μgC ml⁻¹ nap⁻¹) a Tisza és mellékvízei üledékében és vizében (a Kód értelmezése: Bancsi, Sztító, Végvári 1981)

Table 2. Dark heterotrophic activity (μgC ml⁻¹ day⁻¹) of the sediment and water in the Tisza and its tributaries (interpretation of the code: Bancsi, Sztító, Végvári 1981)
s – main current; L – cooling water canal; Cs – Csanyfoki canal
1, code; 2, water; 3, sediment

| 1, kód | 2, víz | 3, üledék | 1, kód | 2, víz | 3, üledék |
|--------|--------|-----------|--------|--------|-----------|
| 011 | 0,0093 | 11,53 | 221 | – | 13,8 |
| 012 | 0,0093 | 8,63 | 24s | 0,086 | 14,85 |
| 021 | 0,012 | 13,04 | 241 | 0,086 | 20,15 |
| 032 | 0,01 | 8,81 | 252 | 0,076 | 14,73 |
| 062 | 0,047 | 34,73 | 261 | 0,065 | 12,2 |
| 071 | – | 10,79 | 271 | 0,05 | 11,65 |
| 092 | 0,02 | 11,74 | 282 | 0,17 | 33,67 |
| 101 | 0,011 | 11,79 | 302 | 0,078 | 12,38 |
| 132 | 0,029 | 10,74 | 312 | 0,082 | 14,59 |
| 162 | 0,068 | 15,7 | 321 | 0,093 | 19,65 |
| L | 0,023 | 10,92 | Cs | 0,134 | 28,73 |
| 181 | 0,153 | 15,46 | 351 | 0,053 | 12,8 |
| | | | 361 | 0,059 | 12,94 |

3. táblázat. Heterotróf aktivitás mértéke irodalmi adatok alapján
Table 3. Rate of heterotrophic activity on the basis of literary data

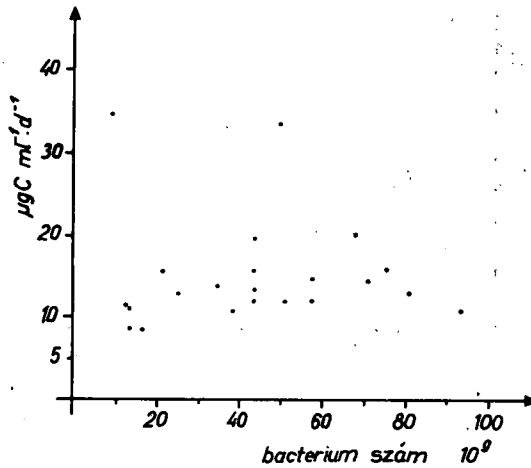
| Adat (Date) | Dimenzió (Dimension) | Módszer (Method) | Hely (Place) | Irodalom (Reference) |
|-------------|---|----------------------------|---------------------|------------------------------|
| 1. 85–530 | mgC m ⁻³ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Peruvian upwelling | Sorokin et Mikheev 1973 |
| 1014 | mgC m ⁻³ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Solar Lake | Cohen et al. 1977 |
| 33–156 | mgC m ⁻³ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Tisza river | Hamar–Herodek unpubl. |
| 5–30 | mgC m ⁻³ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | USSR. reservoirs | Sorokin 1965 |
| 0,86–11 | mgC m ⁻³ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Rybinsk, reservoir | Kusnetsov und Romanenko 1966 |
| 1,55 | mgC m ⁻³ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Finstertaler Lake | Tilzer 1972 |
| 18, 25 | mgC m ⁻³ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Pyramid Lake | Anderson and Dokulil 1977 |
| 0,2–6,0 | μgC l ⁻¹ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Vyg-osero reservoir | Romanenko 1965 |
| 6,9 | μgC m ⁻³ h ⁻¹ | org.inorg. ¹⁴ C | Michigan Lake | McKinley and Wetzel 1979 |
| (average) | | | | |
| 19, 44 | mgC m ⁻² d ⁻¹ | org. ¹⁴ C | Lawrence Lake | Wetzel et al. 1972 |
| (average) | | | | |
| 0,016–0,96 | μg l ⁻¹ h ⁻¹ | V _{max} glucose | Essex estuary | Wright 1978 |
| 2. 480–2208 | μgC m ⁻² d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | USSR | Romanenko 1965 |
| 34–110 | μgC l ⁻¹ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | Vyg-osero reservoir | Romanenko 1965 |
| 6,3–710 | μgC l ⁻¹ d ⁻¹ | inorg. ¹⁴ C | USSR. reservoirs | Romanenko 1964a |
| 5 | ml O ₂ m ⁻² h ⁻¹ | O ₂ | Marion Lake | Hargrave 1969 |

1 = víz (water); 2 = üledék (sediment)

Tilzer (1972) és Dokulil (1975) relatíve jó összefüggést talált tavakban a heterotróf aktivitás és a baktériumok biomasszája között.

Morgan és Kalff (1972) magas arktikus tavaknál talált szignifikáns korrelációt a baktériumszám és a V_{max} között. Jelen vizsgálat során nem volt összefüggés az üledék heterotróf aktivitása és a baktériumszám (Tóth 1981) között (3. ábra), valamint a Clostridium-szám g^{-1} nedvesség (Hegedüs 1981) és a Coliform-szám g^{-1} nedvesség (Estók 1981) között.

Ettől függetlenül meg kell jegyeznünk, hogy eddigi eredményeink alapján az üledék baktérium-tartalma és heterotróf aktivitása megközelítőleg ezerszerese a víznek.



3. ábra. Az üledék heterotróf aktivitása és baktériumszáma közötti összefüggés
Figure 3. Correlation between the heterotrophic activity and bacterial count of sediment

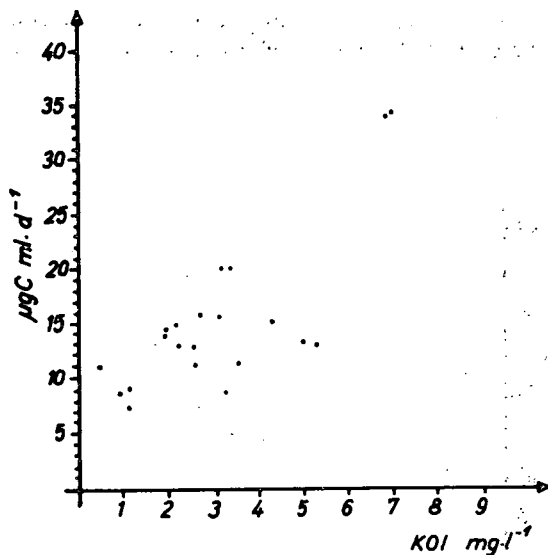
A heterotróf aktivitást a hőmérséklet jelentősen befolyásolja (Allen 1969, Wetzel et al. 1972, Hall et al. 1972, Morita 1975, Bott 1975, Tison et al. 1980).

Hargrave (1969) az üledék bakteriális respirációja és a hőmérséklet között logaritmikus összefüggést mutatott ki. A mi esetünkben, a Tisza vizéből táplálkozó Leninvárosi Hőerőmű hűtővíz csatornáját vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a magas hőmérséklet hatására az üledék, de különösen a víz heterotróf aktivitása nőtt meg (4. táblázat).

4. táblázat. A Leninvárosi Hőerőmű hűtővizének és a hűtővíz csatornaüledékének heterotróf aktivitása
Table 4. Heterotrophic activity of the cooling water of the heat power station at Leninváros and in the sediment of the cooling water canal

| | Üledék °C (Sediment °C) | Víz (Water) | |
|--------------------------------------|----------------------------|-------------------|-------|
| | | Üledék (Sediment) | |
| $\mu\text{gC ml}^{-1} \text{d}^{-1}$ | | | |
| Befolyó (input) | 20.6 | 0.023 | 10.92 |
| Kifolyó (output) | 24.2 | 0.153 | 15.46 |

A heterotróf aktivitás döntően függhet az oxidálható szerves anyag szubsztrátumtól (Wetzél et al. 1972, Overbeck et Daley 1973, Hargrave 1978). Hargrave (1973) az üledék oxigén felvétele és a szervesanyag-tartalom között talált korrelációt. Esetünkben szintén elfogadható összefüggés van az üledék sötét heterotróf aktivitása és kémiai oxigénigénye (KOI_{KMnO_4}) között (4. ábra). Ennek alapján a legmagasabb értékeket a szennyezett mellékfolyók, a Lónyai-csatorna és a Zagyva mutatják ($347,3$ és $336,7$ $mgC\ m^{-2}\ nap^{-1}$). A Sajót nem vizsgáltuk. A Tisza üledékének aktivitása $86,3$ – $201,5$ $mgC\ m^{-2}\ nap^{-1}$ között változott.



4. ábra. Az üledék heterotróf aktivitása és káliumpermanganáttal mért kémiai oxigénigénye közötti összefüggés

Figure 4. Correlation between heterotrophic activity and COD (measured with potassium permanganate) of sediment

A bakterioplankton P/B aránya a Rybinszki tározóban $0,2$ – $3,7$ között változott (Kusnetsov und Romanenko 1966), ugyanez az arány a Csendes-óceán vizében Perunál $0,2$ – $1,7$ -értékű (Sorokin et Mikheev 1979). A Tisza korábbi vizsgálatánál a P/B ($mgCm^{-3}\ nap^{-1}/mgCm^{-3}$) $0,15$ és $0,396$ -nak adódott Kiskörénél (Hamar–Herodek; nem publikált adat).

Jelen vizsgálat során a bakterioplankton P/B aránya Kiskörénél $0,1$ volt. Meglepően alacsony az üledék P/B aránya ($\mu gCml^{-1}\ nap^{-1}/\mu gC\ ml^{-1}$) a Tiszában $0,0032$ – $0,026$ között változott. A Lónyai-csatornái $0,107$ volt.

ОЦЕНКА АКТИВНОСТИ ГЕТЕРОТРОФНЫХ ОРГАНИЗМОВ В ОТЛОЖЕНИЯХ И ВОДЕ ТИСЫ И ЕЕ ПРИТОКОВ

И. Хамар—Д. Борбей

РЕЗЮМЕ

Авторы основали свой метод на инкорпорации неорганического ^{14}C , предполагая, что этот метод поможет дать ответ на вопрос об активности гетеротрофных бактерий.

Гетеротрофная активность воды изменялась в пределах $9,3$ – 170 $mgC\ m^{-3}\ день^{-1}$, а отложений — $86,3$ – $347,3$ $mgC\ m^{-2}\ день^{-1}$.

Особенно высокой гетерогенной активностью отличаются отложения и вода канала Лónyai и р. Задьва.

На основании данного исследования и соответствующих литературных данных установлено, что гетеротрофная активность зависит в первую очередь от температуры и органического субстрата.

OCENA AKTIVNOSTI HETEROTROFNIH ORGANIZAMA U TALOGU I VODI TIŠE I NJENIH PRITOKA

Hamar J. i Borbély Gy.

REZIME

Metoda, koju su koristili auktori, bazira na inkorporaciji inorganskog ^{14}C , sa pretpostavkom, da će se ovom metodom dobiti odgovor na heterotrofnu bakterijsku aktivnost.

Heterotrofna aktivnost kod vode se je kretala između 9,3–170 mg C m⁻³ dan⁻¹, a kod taloga između 86,3–347,3 mg C m⁻² dan⁻¹.

Naročito je velika heterotrofna aktivnost taloga i vode na kanalu Lónyai i reci Zagyva. Na osnovu ovog ispitivanja i podataka iz literature, može se konstatirati, da heterotrofna aktivnost u prvom redu ovisi o temperaturi i o organskom substratu.

Irodalomjegyzék

- ALLEN, H. L. (1969): Chemo-organotrophic Utilization of Dissolved Organic Compounds by Plantic Algae and Bacteria in a Pond. – *Int. Revue ges Hydrobiol.*, 54, 1, 1–33.
- ANDERSON, R. S. and M. DOKULIL (1977): Assesments of Primary and Bacterial Production in Three Large Mountain Lakes in Alberta, Western Canada. – *Int. Revue ges Hydrobiol.*, 62, 1, 97–108.
- BANCSI, I., SZITÓ, A., VÉGVÁRI, P. (1981): General remarks on studies of sediment in the Tisza during 1979. – *Tisza (Szeged)*, 16.
- BANCSI, I., HAMAR, J., VÉGVÁRI, P., and B. TÓTH, M. (1978): Limnological characteristics of the Tisza stretch at Kisköre dam in 1975. – *Tisza* 13, 83–95.
- BOTT, T. L. (1975): Bacterial growth rates and temperature optima in a stream with a fluctuating thermal regime. – *Limnol. Oceanogr.* 20, 191–197.
- COHEN, Y., KRUMBEIN, W. E., M. SHILO (1977): Solar Lake (Sinai) 3. Bacterial distribution and production. – *Limnol. And Ocean.* 22, 4. 621–635.
- DOKULIL, M. (1975): Bacteria in the water and mud of Neusiedlersee (Austria). – *Symp. Biol. Hung.* 15, 135–140.
- ESTÓK, B. (1981): Fecal indicator bacteria of the sediment in the Tisza and at the mouths of its greatest tributaries. – *Tisza (Szeged)*, 16.
- GALLOWAY, R. A., I. ROLLE and C. J. SOEDER (1974): CO₂ fixation and biosynthetic activity of darkened synchronous *Chlorella fusca*. – *Arch. Hydrobiol.* 73, 1–13.
- GOLDMAN, J. C. et al. (1972): The effect of carbon on algal growth-its relationship to eutrophication. – *Water Res.* 6, 637–679.
- GYÖRI, Zs., VÉGVÁRI, P. (1981): Physical and chemical conditions in the sediments of the Tisza and its tributaries. – *Tisza (Szeged)*, 16.
- HALL, K. J. et al. (1972): Heterotrophic uptake of organic solutes by microorganisms in the sediment. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 28 (Suppl.) 441–471.
- HAMAR, J. (1976): Data to the bacteriological and algological conditions of the region of Kisköre River Barrage. – *Tisza* 11, 41–44.
- HAMAR, J. (1977): A Tisza középső szakaszának vízminősége 1973–77 között. – in: *Adatok a Tisza környezettani ismeretéhez, különös tekintettel a Kiskörei vízlépcső térségére.* Kisköre, 72–82.
- HARGRAVE, B. T. (1969): Epibenthic Algal Production and Community Respiration in the Sediments of Marion Lake. – *J. Fish. Res. B. Can.* 26, 8, 2003–2026.
- HARGRAVE, B. T. (1972): Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content. – *Limnol. and Ocean.* 17, 583–596.

- HARGRAVE, B. T. (1973): Coupling carbon flow through some pelagic and benthic communities. – *J. Fish. Res. B. Can.* 30, 1317–1326.
- HARGRAVE, B. T. (1978): Seasonal Changes in Oxygen Uptake by Settled Particulate Matter and Sediments in a Marine Bay. – *J. Fish. Res. B. Can.* 25, 1621–1628.
- HEGEDŰS, MÁRIA, ZSIKÓ, MARGIT (1981): Changes in the Clostridium count of the sediment in the Tisza. – *Tiscia* (Szeged), 16.
- HOBBIE, J. E. and R. T. WRIGHT (1965): Competition between planktonic bacteria and algae for organic solutes. – *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 18 (Suppl.) 175–187.
- KUSNETSOV, S. I. and W. I. ROMANENKO (1966): Produktion der Biomasse heterotropher Bakterien und die Geschwindigkeit ihrer Vermehrung im Rybinsk-Stausee. – *Ver. int. Ver. Limnol.* 16, 3, 1493–1500.
- McKINLEY, K. R. and R. G. WETZEL (1979): Photolithotrophy, Photoheterotrophy, and Chemo-heterotrophy: Patterns of Resource Utilization on an Annual and a Diurnal Basis within a Pelagic Microbial Community. – *Microbial Ecology* 5, 1–15.
- MORGAN, K. E. et KALF, J. (1972): Bacterial dynamics in two high-artic lakes. – *Freshwat. Biol.* 2, 217–228.
- MORITA, R. Y. (1975): Psychrophilic bacteria. – *Bacteriol. Rev.* 39, 144–167.
- OVERBECK, J. (1972): Distribution pattern of phytoplankton and bacteria, microbial decomposition of organic matter and bacterial production in eutrophic, stratified lake, p. 227–237. in: Z. Kajak and A. Hillbricht-Ilkowska (eds.) *Productivity problems of freshwaters.* *Pol. Sci.*, Warsaw.
- OVERBECK, J. (1972b): Experimentelle Untersuchungen zur Bestimmung der Bakteriellen Produktion im See. – *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Ver.* 18, 176–187.
- OVERBECK, J. (1974): Microbiology and biochemistry. – *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 20, 198–228.
- OVERBECK, J. et R. J. DALEY (1973): Some Precautionary Comments on the Romanenko Technique for Estimating Heterotrophic Bacterial Production. – *Bull. Ecol. Res. Comm.* (Stockholm) 17, 342–344.
- ROMANENKO, V. I. (1964a): The potential capacity of the microflora of sludge sediments for heterotroph CO₂ assimilation and chemosynthesis. – *Mikrobiol.* 33, 134–139. (in Russ.).
- ROMANENKO, V. I. (1964b): Heterotroph CO₂ assimilation by bacterial flora of water. – *Mikrobiológia* 33, 679–683 (in Russ.).
- ROMANENKO, V. I. (1965): A microbial examination of the Onega Lake, Vyg-osero water reservoir and the lakes of the Belomor-Baltic channel. – *Mikrobiologia* 34, 350–356 (in Russ.).
- SAUNDERS, G. W. (1969): Carbon flow in the aquatic system. – in: Cairns, Jr. (ed.) *The Structure and Function of Freshwater Microbial Communities*, pp. 31–45. Blacksburg.
- SOROKIN, Ju. I. and H. KADOTA (1972): Microbial Production and Decomposition in Freshwaters. – *IBP Handbook No. 23.*
- SOROKIN, Ju. I. and V. M. Mikheev (1979): On characteristics of the Peruvian upwelling ecosystem. *Hidrobiol.* 62, 2, 165–189.
- TILZER, M. (1972): Bacterial productivity of a high-mountain lake. – *Ver. Int. Ver. Limnol.* 18, 188–196.
- TISON, D. L. et al. (1980): Influence of Seasonal Temperature on the Temperature Optima of Bacteria in Sediments of Lake George, New York. – *Appl. Env. Microbiol. Mar.*, 675–677.
- TÓTH, Mária (1981): Bacteriological study of the sediment in the Tisza and its tributaries. – *Tiscia* (Szeged), 18.
- TÓTH, M. and J. HAMAR (1978): Bacteriological investigations in the longitudinal section of the Tisza, pp. 122–124. in: Ádamosi et al. *Limnological investigations in the longitudinal section of the river Tisza.* *Tiscia*, 13.
- VÉGVÁRI, P. (1976): Water motion in the Tisza and its connection with the suspended matter content. – *Tiscia* 11, 17–20.
- VÉGVÁRI, P. (1978): Physical and chemical conditions in the longitudinal section of the river Tisza, pp. 108–122. in: Ádamosi et al. *Limnological investigations in the longitudinal section of the river Tisza.* *Tiscia*, 13.
- WETZEL, R. G. (1968): Dissolved Organic Matter and Phytoplanktonic Productivity in Marl Lakes. – *Mitt. Int. Ver. Limn.* 14, 261–270.
- WETZEL, R. G. et al. (1972): Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake. – *Mem. Ist. Ital. Idrobiol. (Suppl.)* 29, 185–243.
- WRIGHT, R. T. and J. E. HOBBIE (1965a): The uptake of organic solutes in lake water. – *Limn. Ocean.* 10, 22–28.
- WRIGHT, R. T. and J. E. HOBBIE (1965b): The uptake of organic solutes by planktonic bacteria and algae. – *Oc. Sci. Oc. Eng. Trans. Limnol. Oc. Mar. Techn. Soc.* 1, 116–127.
- WRIGHT, R. T. and J. E. HOBBIE (1966): The use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. – *Ecology* 47, 447–464.